

Titre: Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sol-boues utilisables comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire
Title:

Auteur: Ousseynou Kanteye
Author:

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Kanteye, O. (2019). Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sol-boues utilisables comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/3910/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3910/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Mamert Mbonimpa, & Tikou Belem
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sol-boues utilisables
comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire**

OUSSEYNOU KANTEYE

Département des Génies Civil, Géologique et des Mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie Minéral

Avril 2019

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé:

**Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sol-boues utilisables
comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire**

présenté par **Ousseynou KANTEYE**

en vue de l'obtention du diplôme de Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Carmen Mihaela NECULITA, présidente

Mamert MBONIMPA, membre et directeur de recherche

Tikou BELEM, membre et codirecteur de recherche

Thomas PABST, membre

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire

À Dieu, Le Tout Puissant, Le Tout Miséricordieux, pour rendre grâce au Maître du Trône Glorieux, d'une reconnaissance qui implique l'augmentation des bienfaits, en adressant le Salut à celui qui est Unique par mon cœur et mes paroles.

À ma mère

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d’abord, au terme de ma maîtrise, à exprimer toute ma reconnaissance à l’endroit de mon Directeur de recherche, le Professeur Mamert Mbonimpa. Je remercie sincèrement le Professeur Mbonimpa pour sa disponibilité, son encadrement, son soutien financier, sa rigueur scientifique et son inspiration pour compléter, avec succès, mon projet de recherche. Je me réjouis de l’opportunité que j’ai eue d’avoir travaillé à ses côtés.

Je remercie également mon co-directeur, le Professeur Tikou Belem à qui j’exprime ma profonde gratitude pour ses précieux conseils et encouragements durant tout mon parcours.

Je remercie le Fonds de recherche du Québec, Nature et Technologies (FRQNT), la Mine Westwood (propriété de la Corporation IAMGOLD), l’Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME UQAT-Polytechnique Montréal), et tous les partenaires industriels de l’IRME pour leur soutien financier à ce projet.

Je remercie aussi les membres du jury avec à sa tête la Professeure Carmen Mihaela Neculita ainsi qu’au professeur Thomas Pabst d’avoir accepté d’évaluer mon travail.

Mes remerciements s’adressent à toute l’équipe de l’URSTM, particulièrement à Patrick Bernèche Ibrahima Hane, Mouhamed Bini Coulibaly Mangane et Yvan Poirier pour leurs aides précieuses et soutiens techniques durant mes travaux de laboratoire.

Merci à Élysée-Tsibangu Ngabu pour son aide au laboratoire

Je tiens également à remercier tous mes collègues étudiants, les Professeurs et le personnel de l’IRME.

Merci Akué Sylvette Awoh pour son implication dans le projet.

Je remercie aussi Lansana Diané qui, lors de son stage, a contribué considérablement à la réalisation de différents travaux au laboratoire.

RÉSUMÉ

Le traitement actif du drainage minier acide (DMA) à l'aide de la chaux génère des quantités de boues considérables qui sont généralement stockées dans des bassins de décantation. Dans l'optique de réduire les coûts liés au stockage, ainsi que leur impact environnemental, la valorisation pourrait devenir une avenue importante pour la gestion de ces boues. En climat humide, la restauration des sites miniers problématiques peut recourir à divers types de recouvrement, incluant les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), généralement constituées en sols naturels. Toutefois, ces types de recouvrement nécessitent l'utilisation d'un matériau fin pour la construction de la couche de rétention d'eau. Lorsque les matériaux fins requis ne sont pas disponibles dans les environs des sites à restaurer, des mélanges sols-boues (MSBs) pourraient être utilisés. L'utilisation des MSBs comme composante d'une CEBC visant à contrôler la production du drainage minier acide permettrait, d'une part, de réduire l'impact environnemental des boues et limiter leur coût de gestion, et d'autre part, de favoriser l'acceptabilité sociale des projets miniers en réduisant l'utilisation de sols naturels et les distances de transport des matériaux d'emprunt.

Ainsi, l'objectif principal de ce projet est d'évaluer le potentiel de valorisation des boues de traitement du DMA pour produire des mélanges de sols granulaires et de boues (MSB) ayant les caractéristiques hydrogéotechniques requises d'une couche de rétention d'humidité d'une CEBC, tout en optimisant la quantité de boues. Spécifiquement, les objectifs du projet consistaient à : 1) caractériser, au laboratoire, les propriétés géotechniques et hydrogéotechniques (retrait libre, Proctor, conductivité hydraulique saturée et courbe de rétention d'eau) de différents MSBs obtenus à partir de deux types de sols granulaires (till et sable) et de deux types de boues des sites de Westwood et de Waite-Amulet en faisant varier la teneur en boues β (= masse de boue humide / masse de sol humide) dans le mélange ; 2) étudier l'impact de l'ajout de la chaux, dont l'objectif est de réduire la teneur en eau très élevée des MSBs, sur certaines propriétés hydrogéotechniques, notamment la conductivité hydraulique saturée et les propriétés de compactage des MSBs ; 3) discuter, selon les propriétés hydrogéotechniques, l'utilisation potentielle des MSBs, obtenus à l'aide des deux types de sols et des deux types de boues, comme couche de matériaux fins d'une CEBC.

Pour y parvenir, après les caractérisations physique, chimique et minéralogique des sols et des boues, le till ainsi que le sable ont été mélangés avec les deux types de boues à des teneurs en boues β de 30, 40 et de 50%. Les mélanges ont été préparés en considérant une teneur en eau de 3,5%, pour le sable, et de 7,5%, pour le till ; tandis que les teneurs en eau des boues étaient, principalement, de 175% et de 200% respectivement pour les boues de Westwood et pour celles de Waite-Amulet. Pour l'étude de l'impact de la chaux sur les propriétés des MSBs, des teneurs en chaux vive (masse de chaux / masse de mélange humide) de 0 à 10% ont été utilisées sur les MSBs contenant une teneur en boues de 30%.

Les résultats de cette étude indiquent des valeurs de conductivités hydrauliques saturées k_{sat} de l'ordre de 10^{-6} cm/s pour le till et les mélanges de till et de boues. Les valeurs de k_{sat} augmentent légèrement lorsque β passe de 30 à 50%. La pression d'entrée d'air (AEV) passe de 60 kPa pour le till seul à environ 58 kPa et 40 kPa, respectivement, pour les mélanges till-boues Westwood et till-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$. Sur la base d'une comparaison à celles des matériaux habituellement utilisés dans des couches de rétention d'eau de CEBC existantes et efficaces, ces valeurs de k_{sat} et d'AEV confirment le potentiel des mélanges de till et de boues à être utilisés comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Malgré les AEV entre 30 kPa et 39 kPa, les mélanges de sable et de boues présentent toujours des valeurs de conductivités hydrauliques saturées k_{sat} de l'ordre de 10^{-4} cm/s quand β est de 30%. Ces valeurs de k_{sat} diminuent légèrement quand β augmente de 30 à 50%. Cependant, l'augmentation de la quantité de boues dans les MSBs produit des mélanges peu compactables (teneur en eau largement supérieure à la teneur en eau optimale et densité sèche inférieure à l'optimum Proctor).

Les résultats de l'amendement à la chaux des MSBs indiquent que la teneur en eau des mélanges diminue lorsque la teneur en chaux augmente pendant un temps de cure donné. Cette réduction de la teneur en eau s'accompagne d'une augmentation de la densité sèche après compactage. Néanmoins, la densité sèche des mélanges traités à la chaux reste inférieure à la densité sèche optimale des mélanges non traités comme déterminée avec les essais Proctor. Les conductivités hydrauliques saturées des mélanges de sable et de boues contenant 2 à 6% de chaux diminuent de 3 ordres de grandeurs (autour de 10^{-7} cm/s) par rapport aux mélanges non traités (autour de 10^{-4} cm/s) tandis que celles des mélanges de till et de boues avec et sans chaux restent dans le même ordre de grandeur (autour de 10^{-6} cm/s).

Au vu de ces résultats de recherche, cette étude confirme que les mélanges de sols et de boues ont un bon potentiel comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement de type CEBC. Sachant que cette étude n'est qu'une étape d'un processus de validation de l'utilisation des mélanges sols-boues comme composante d'une CEBC, et d'optimisation de la quantité de boues dans les MSBs, nous recommandons que les travaux de recherche se poursuivent pour étudier davantage le comportement des MSBs dans des scénarios de restauration à l'échelle de laboratoire et de terrain.

Mots clés : Boues de traitement du drainage minier acide, mélanges sols-boues, amendement à la chaux, propriétés hydrogéotechniques, couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC)

ABSTRACT

Active treatment of acid mine drainage (AMD) with lime generates considerable quantities of sludge that are usually stored in settling ponds. In order to reduce the costs associated with storage and reduce their environmental impact, valorization has become an important way of sludge managing. In humid climates, reclaiming problematic mining sites may use various types of covers, including covers with capillary barrier effects (CCBE), generally constituted by natural soils. These cover types require the use of a fine material for the construction of the water retaining layer. Where the required fine materials are not available in the vicinity of the sites to be restored, soil-sludge mixtures (SSMs) could be used. The use of MSBs as a component of a CCBE aiming to control the production of acid mine drainage would, on the one hand, reduce the environmental impact of sludge and limit their management costs, and on the other hand, promote the social acceptability of mining projects by reducing the use of natural soils and the transportation distances of borrowing materials.

Thus, the general objective of this project was to study, using laboratory tests, hydrogeotechnical properties of SSMs in order to use them as potential material for the water retention layer of CCBE. Specifically, the objectives of the project were to : i) to characterize, in the laboratory, the geotechnical and hydrogeotechnical properties (free shrinkage, Proctor, saturated hydraulic conductivity and water retention curve) of different SSMs obtained from two types of granular soils (till and sand) and of two types sludge from the Westwood and Waite-Amulet sites by varying the sludge content β (= mass of wet sludge / wet soil mass) in the mixture ; ii) investigate the impact of adding lime, which aims to reduce the very high moisture content of SSMs, on some hydrogeotechnical properties, including saturated hydraulic conductivity and compaction properties of SSMs ; iii) 3) to discuss, according to the hydrogeotechnical properties, the potential use of SSMs obtained using both types of soils and both types of sludge as fine material layer of CCBE.

To reach these objectives, after the physical, chemical and mineralogical characterization of soils and sludge, the till and the sand were mixed with both types of sludge at sludge contents β of 30, 40 and 50%. The mixtures were prepared considering a water content of 3.5% for the sand and 7.5% for the till; while sludge moisture contents were mainly 175% and 200% for Westwood sludge and Waite-Amulet sludge, respectively. For the study of the impact of lime on the properties

of SSMs, lime was added to SSMs containing 30% sludge content at lime contents (mass of lime / mass of wet mixture) of 0 to 10%.

The results of this study indicate saturated hydraulic conductivity values k_{sat} of the order of 10^{-6} cm / s for the till and the till-sludge mixtures. The values of k_{sat} increase slightly when β goes from 30 to 50%. The air-entry value (AEV) decreased from 60 kPa for the till alone to about 58 kPa and 40 kPa for the till-Westwood sludge and till-Waite Amulet sludge mixtures with $\beta = 30\%$. Based on a comparison to materials commonly used in existing and effective CCBEs water retention layers, these k_{sat} and AEV values confirm the potential of till-sludge mixtures to be used as a materials for the water retention layer of CCBE. Despite AEV values ranging between 30 kPa and 39 kPa, sand-sludge mixtures showed saturated hydraulic conductivity values k_{sat} in the order of 10^{-4} cm/s when β is 30%. These k_{sat} values decrease slightly when β increases by 30 to 50%. However, increasing the amount of sludge in the SSMs product mixtures little compactable (water content much higher than the optimum moisture content and dry density less than the optimum Proctor).

The results of the lime amendment of the SSMs indicate that the water content of the mixtures decreases as the lime content increases during a given cure time. This reduction in water content is accompanied by an increase in the dry density after compaction. Nevertheless, the dry density of the lime-treated mixtures remains lower than the optimal dry density of the untreated mixtures as determined with the Proctor tests. The saturated hydraulic conductivities of sand and sludge mixtures containing 2 to 6% lime decrease by 3 orders of magnitude (to about 10^{-7} cm/s) compared to untreated mixtures ($k_{sat} \approx 10^{-4}$ cm/s) while those of till and sludge mixtures with and without lime remain in the same order of magnitude ($\approx 10^{-7}$ cm/s).

Based on these research results, this study confirms that SSMs could have good potential as a layer of water retention in CCBEs. Knowing that this study is only one step in a process of validating the use of soil-sludge mixtures as a component of CCBE, and in optimizing the amount of sludge in SSMs, further research remains necessary to investigate the behavior of SSMs at laboratory and field scales for mine site rehabilitation scenarios using CCBEs.

Keywords: acid mine drainage treatment sludge, soil-sludge mixtures (SSMs), lime amendment, hydrogeotechnical properties, cover with capillary barrier effects (CCBE)

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
LISTE DES ANNEXES	XXVIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs du projet de recherche.....	5
1.4 Structure du mémoire	6
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	7
2.1 Drainage minier acide.....	7
2.2 Prévention du drainage minier acide	9
2.2.1 Principe de fonctionnement hydrogéologique d'une CEBC	9
2.2.2 Configuration typique d'une CEBC	11
2.3 Méthode de traitement du drainage minier acide	13
2.3.1 Traitement passif	13
2.3.2 Traitement actif	14
2.4 Méthodes de stockage ou d'entreposage des boues et problèmes de gestion associés	19

2.4.1	Méthode de stockage des boues	19
2.4.2	Problèmes associés à la gestion des boues	21
2.5	Approches de valorisation ou de réutilisation des boues.....	22
2.5.1	Généralités.....	22
2.5.2	Réutilisation des boues pour immobiliser des contaminants des eaux usées	23
2.5.3	Réutilisation des boues pour la séquestration du dioxyde de carbone	24
2.5.4	Réutilisation des boues pour stabiliser des sols contaminés	24
2.5.5	Réutilisation des boues comme matériaux de substitution dans la construction.....	25
2.5.6	Réutilisation des boues pour la prévention du DMA	27
2.5.7	Autres approches de réutilisation des boues.....	33
2.5.8	Récapitulatif	33
2.6	Amélioration des propriétés des sols par le traitement à la chaux	34
2.6.1	Le traitement des sols à la chaux.....	34
2.6.2	La chaux	36
2.6.3	Principes d'action de la chaux sur les sols argileux	39
2.6.4	Propriétés des sols traités	46
2.6.5	Récapitulatif	55
CHAPITRE 3	MATÉRIAUX, ÉQUIPEMENTS ET MÉTHODOLOGIE	57
3.1	Sites de provenance des matériaux et préparation des échantillons	59
3.2	Caractérisation des matériaux de base et des MSBs	60
3.2.1	Analyses granulométriques et classification	60
3.2.2	Densité relative des grains D_R (ou G_s)	64
3.2.3	Analyses chimiques.....	65
3.2.4	Analyse minéralogique.....	66

3.3	Préparation des mélanges sols-boues	67
3.3.1	Mélanges sols-boues non amendés.....	67
3.3.2	Mélanges sols-boues amendés à la chaux vive	70
3.4	Propriétés des mélanges sols-boues.....	70
3.4.1	Essais de compactage	71
3.4.2	Essais de retrait volumique.....	75
3.4.3	Essais de perméabilité	79
3.4.4	Courbe de rétention d'eau	85
CHAPITRE 4	RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET LEUR INTERPRÉTATION	89
4.1	Caractérisation des matériaux de base et des MSBs non amendés	89
4.1.1	Caractéristiques granulométriques et classification	89
4.1.2	Densité relative des grains.....	94
4.1.3	Résultats des analyses chimiques	95
4.1.4	Résultats des analyses minéralogiques.....	96
4.1.5	Comportement environnemental des matériaux.....	98
4.2	Essais de compactage	98
4.2.1	Essais de compactage du sable et du till utilisés dans les MSBs	98
4.2.2	Essais de compactage des MSBs.....	100
4.3	Résultats des essais de retrait libre	103
4.4	Résultats de la conductivité hydraulique saturée.....	109
4.5	Résultats des essais de rétention d'eau.....	112
4.6	Résultats sur les MSBs amendés avec de la chaux.....	120
4.6.1	Effet de la chaux sur la teneur en eau des MSBs	120
4.6.2	Essais de compactage des MSBs amendés.....	122

4.6.3 Conductivité hydraulique saturées de MSBs.....	124
4.7 Effet du type de boues et de sol sur les propriétés hydrogéotechniques des MSBs	126
4.8 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur la teneur en eau des boues seules	127
4.8.1 Boues Westwood.....	127
4.8.2 Boues Waite Amulet	128
4.8.3 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau des boues amendées	129
4.9 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau dans les MSBs amendés.....	130
CHAPITRE 5 DISCUSSION	133
5.1 Effet isolé de la chaux sur la teneur en eau des matériaux	133
5.1.1 Effet isolé de l'ajout de la chaux sur la teneur en eau des boues	133
5.1.2 Effet isolé de l'ajout de la chaux sur la teneur en eau des MSB	135
5.2 Analyse de l'effet de l'ajout direct ou indirect de la chaux.....	136
5.3 Utilisation des MSB dans la couche de rétention d'eau de CEBC.....	139
5.4 Dernières remarques	141
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	143
6.1 Conclusion.....	143
6.2 Recommandations	145
BIBLIOGRAPHIE	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1: Teneurs en eau des différents matériaux	60
Tableau 3.2: Teneurs en eau calculées pour différents MSBs	70
Tableau 3.3: Liste des essais Proctor effectués	73
Tableau 3.4: Liste des essais de retraits effectués	79
Tableau 4.1: Paramètres granulométriques des sols et des boues	90
Tableau 4.2: Paramètres granulométriques du till et des mélanges de till et de boues	93
Tableau 4.3: Paramètres granulométriques du sable et des mélanges de sable et de boues.....	93
Tableau 4.4: Densités relatives des sols et boues	94
Tableau 4.5: Densités relatives des MSBs étudiés	95
Tableau 4.6: Résultats des analyses du soufre et du carbone totaux par fournaise à induction	95
Tableau 4.7: Résultats des analyses chimiques des boues et des sols par ICP-AES.....	96
Tableau 4.8: Comportement environnemental des matériaux.....	98
Tableau 4.9: Résultats des essais de compactage Proctor modifié du till et des différents mélanges till-boues.....	102
Tableau 4.10: Résultats des essais de compactage Proctor modifié du sable et des différents mélanges sable-boues.....	102
Tableau 4.11: Densités sèches (kg/m^3) des MSBs compactés à leur teneur en eau naturelle jusqu'à saturation	103
Tableau 4.12: Paramètres du retrait des MSBs	108
Tableau 4.13: Conductivités hydrauliques du till et de mélanges till-boues de Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)	110
Tableau 4.14: Conductivités hydrauliques du till et de mélanges till-boues de Waite Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)	110
Tableau 4.15: Conductivités hydrauliques du sable et de mélanges sable-boues de Waite Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)	111

Tableau 4.16: Conductivités hydrauliques du sable et de mélanges sable-boues de Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)	111
--	-----

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Schématisation de fonctions hydriques (Aubertin et al., 2002)	10
Figure 2-2: Configuration typique d'une CEBC utilisé comme barrière à l'oxygène (Aubertin et al., 1995).....	12
Figure 2-3: Principales étapes du traitement du DMA (Adapté d'Aubertin et al., 2002)	14
Figure 2-4: Bassin de sédimentation typique avec chaulage (Aubertin et al., 2002).....	15
Figure 2-5: Procédé conventionnel de traitement du DMA (Aubé et al.; 2004).....	17
Figure 2-6: Procédé avec boues à haute densité (Aubertin et al. ; 2002).....	18
Figure 2-7: Variation de la masse de boues humides utilisées dans une couche de rétention d'eau d'une CEBC vs teneur en eau des boues pour $\beta = 25\%$	30
Figure 2-8: Volume de boues humides libéré d'un bassin de sédimentation en fonction de la teneur en boues du mélange	31
Figure 2-9: Masse de sol d'emprunt préservé en fonction de la teneur en boues du mélange.....	32
Figure 2-10: Représentation des tétraèdres et des octaèdres (El hachmi, 2013).....	40
Figure 2-11 : Particules d'argiles avant et après floculation et agglomération (Daita et al., 2005)	43
Figure 2-12 : Effet de la modification des particules d'argiles en fonction de la teneur chaux (en poids humide du sol) et du temps de cure (Osula, 1996)	44
Figure 2-13 : Modification immédiate du comportement d'un sol argileux humide provoquée par l'ajout de chaux vive (LCPC-SETRA, 2000).....	47
Figure 2-14 : Limites d'Atterberg d'un sol argileux humide traité à la chaux (Bourokba Mrabent et al., 2017).....	48
Figure 2-15 : Variation de la densité sèche maximale et de la teneur en eau optimale en fonction de la teneur en chaux (Bourokba Mrabent et al., 2017).....	49
Figure 2-16 : Influence du traitement à la chaux sur les caractéristiques de compactage d'un sol (Centre d'information sur le ciment et ses applications, 2004).....	49

Figure 2-17 : Conductivité hydraulique en fonction de la teneur en chaux (Locat et al., 1996)....	51
Figure 2-18 : CRE d'un sol argileux non traitée et traité à la chaux avec différents temps de cure (Cuisinier et al., 2014).....	53
Figure 2-19 : Effet de la densité sèche de compactage : variation de la teneur en eau massique (a), du degré de saturation (b), de l'indice des vides (c) et de la déformation volumétrique (d) en fonction de la succion matricielle (Zhang et al., 2017).....	54
Figure 3-1: Organigramme de la méthodologie de l'étude	58
Figure 3-2: Matériaux après leur arrivée au laboratoire de l'URSTM.....	59
Figure 3-3: Granulomètre laser Malvern Mastersizer (photos prise au laboratoire de l'unité de recherche et de services en technologie minérale (URSTM) de l'IRME-UQAT)).....	62
Figure 3-4: X-Ray Diffractometer D8 Advance Bruker AXS (photo du laboratoire de l'URSTM, IRME-UQAT)	67
Figure 3-5: Malaxeur.....	69
Figure 3-6: Étapes de réalisation de l'essai Proctor : a) compactage, b) enlèvement du collet, c) échantillon arasé au niveau du moule, d) pesée de la masse humide de l'échantillon avec le moule	72
Figure 3-7: Préparation d'un MSB chaulé : a) MSB sans la chaux, b) ajout de la chaux au MSB, c) malaxage du MSB chaulé, d) MSB chaulé après malaxage.....	75
Figure 3-8: Illustration des moules utilisés pour l'essai de retrait	76
Figure 3-9: Photographie du perméamètre de compactage	81
Figure 3-10: Mise en place d'un échantillon dans un perméamètre	82
Figure 3-11: Mise en saturation d'un échantillon dans le perméamètre	83
Figure 3-12: Schéma du principe de mesure de la conductivité hydraulique saturée (https://www.researchgate.net/figure/Schema-du-permeametre-a-charge-variable_fig48_278801957)	84
Figure 3-13: Schéma de la cellule de pression (tiré de Saleh-Mbemba, 2010).....	85

Figure 3-14: Photographie illustrant la cellule de pression de 100 bars (10000 kPa) avec le circuit d'alimentation pneumatique pour l'application de la succion	86
Figure 3-15: Échantillons de MSBs placés sur une membrane cellulosique dans une cellule de pression de 100 bars (10000 kPa)	88
Figure 4-1: Courbes granulométriques des sols et des boues.....	90
Figure 4-2: Courbes granulométriques du till, des boues Westwood et des mélanges till-boues Westwood à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)	91
Figure 4-3: Courbes granulométriques du sable, des boues Westwood et des mélanges sable-boues Westwood à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)	92
Figure 4-4: Résultats des analyses minéralogiques sur les boues : a) Boues Westwood et b) Boues Waite Amulet	97
Figure 4-5: Résultats des analyses minéralogiques sur les sols: a) till et b) sable	97
Figure 4-6: Courbe Proctor du till	99
Figure 4-7: Courbe Proctor du sable	99
Figure 4-8: Courbes de Proctor modifié de mélanges de till et de boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)	100
Figure 4-9: Courbes Proctor modifié de mélanges de sable et de boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)	101
Figure 4-10 Photographies typiques montrant des échantillons de boues seules à la fin du retrait libre dans les moules : a) boues Westwood. b) boues Waite Amulet	104
Figure 4-11 Photographies typiques montrant des échantillons de MSBs (teneur en boue $\beta = 30\%$) à la fin du retrait libre dans les moules : a) mélange sable-boues Westwood. b) mélange till-boues Westwood	104
Figure 4-12 Courbes de retrait des mélanges till-boues Westwood (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$).....	105
Figure 4-13 Courbes de retrait des mélanges sable-boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$).....	106

Figure 4-14 Retrait volumique de mélange de sols et de boues Westwood.....	107
Figure 4-15 Conductivité hydraulique saturée des mélanges de till et de boues	109
Figure 4-16 Conductivité hydraulique saturée des mélanges de sable et de boues.....	110
Figure 4-17 Courbes de retrait du till seul : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique	113
Figure 4-18 Courbes de rétention d'eau du till seul : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$	113
Figure 4-19 Courbes de retrait du mélange till-boues Westwood : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique	114
Figure 4-20 Courbes de rétention d'eau du mélange till-boues Westwood : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$	115
Figure 4-21 Courbes de retrait du mélange sable-boues Westwood : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique	116
Figure 4-22 Courbes de rétention d'eau du mélange sable-boues Westwood : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$	117
Figure 4-23 CRE du till et des mélanges de till-boues avec $\beta = 30\%$	119
Figure 4-24 CRE du sable et des mélange de sable-boues avec $\beta = 30\%$	119
Figure 4-25 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	121
Figure 4-26 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Westwood avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	122
Figure 4-27 Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de till et de boues de Westwood avec $\beta = 30\%$	123
Figure 4-28 Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de sable et de boues de Westwood avec $\beta = 30\%$	123

Figure 4-29 Conductivité hydraulique saturée en fonction de la teneur en chaux - Mélange de till et de boues avec $\beta = 30\%$	124
Figure 4-30 Conductivité hydraulique saturée en fonction de la teneur en chaux - Mélange de sable et de boues avec $\beta = 30\%$	125
Figure 4-31 Effet de la chaux et de l'évaporation sur les boues Westwood avec $w_{i-ww} = 146\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure, et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	128
Figure 4-32 Effet de la chaux et de l'évaporation sur les boues Waite Amulet $w_{i-wa} = 389\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure, et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	128
Figure 4-33 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation : a) boues Westwood avec $w_{i-ww} = 146\%$, b) boues Waite Amulet avec $w_{i-wa} = 389\%$	130
Figure 4-34 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation dans les MSB avec une teneur en boues β de 30% : a) mélange till-boues Westwood, b) mélange till-boues Waite Amulet	132
Figure 4-35 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation dans les MSB avec une teneur en boues β de 30% : a) mélange sable-boues Westwood, b) mélange sable-boues Waite Amulet	132
Figure 5-1 Effet de la chaux seule sur les boues Westwood ($w_{i-ww} = 146\%$) : a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	134
Figure 5-2 Effet de la chaux seule sur les boues Waite Amulet ($w_{i-wa} = 389\%$) : a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	135
Figure 5-3 Effet de la chaux seule sur le mélange sable-boues Westwood $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	136
Figure 5-4 Effet de la chaux seule sur le mélange till-boues Waite Amulet $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux	136
Figure 5-5 Relations entre les teneurs en eau des boues amendées Westwood et Waite Amulet et le dosage de chaux à un temps de cure de 24h	138

Figure 5-6 Effet du dosage de chaux dans la boue amendée sur la teneur en eau de mélanges till-boues avec $\beta = 30, 40$ et 50% : a) Boues Westwood avec $w_{i-WW} = 146\%$ et b) Boues Waite Amulet avec $w_{i-WA} = 389\%$	138
Figure 5-7 Évolution de la densité sèche maximale des mélanges till-boues en fonction de la teneur en boues	140
Figure 5-8 Évolution de la densité sèche maximale des mélanges sable-boues en fonction de la teneur en boues	141
Figure A.1 : Matériel pour la préparation d'un échantillon.	155
Figure A.2 : Courbes granulométriques du till, des boues Waite Amulet et des mélanges till-boues WA à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)	156
Figure A.3 : Courbes granulométriques du sable, des boues Waite Amulet et des mélanges sable-boues WA à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)	156
Figure A.4 : Courbes de Proctor modifié de mélanges de till et de boues Waite-Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)	157
Figure A.5 : Courbes Proctor modifié de mélanges de sable et de boues Waite Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)	157
Figure A.6 : Courbes de retrait des boues : a) Boues Westwood et b) Boues Waite Amulet	158
Figure A.7 : Courbes de retrait des mélanges de till et de boues Westwood avec $\beta = 40\%$ pour différentes teneurs en eau initiales des boues.....	158
Figure A.8 : Courbes de retrait des mélanges de sable et de boues Westwood avec $\beta = 40\%$ pour différentes teneurs en eau initiales des boues.....	159
Figure A.9 : Courbes de retrait du mélange till-boues Waite Amulet : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique	160
Figure A.10 : Courbes de rétention d'eau du mélange till-boues Waite Amulet : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$	160

- Figure A.11 : Courbes de retrait du mélange sable-boues Waite Amulet : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique 161
- Figure A.12 : Courbes de rétention d'eau du mélange sable-boues Waite Amulet : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$ 161
- Figure A.13: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 162
- Figure A.14: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 162
- Figure A.15 : Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de till et de boues de Waite Amulet avec $\beta = 30\%$ 163
- Figure A.16 : Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de sable et de boues de Waite-Amulet avec $\beta = 30\%$ 163
- Figure A.17: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 164
- Figure A.18: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 164
- Figure A.19: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux..... 165
- Figure A.20: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux..... 165

Figure A.21: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 166

Figure A.22: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 166

Figure A.23: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Westwood avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux 167

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

3RV-E	Réduction à la source, réemploi, recyclage, valorisation avant élimination
A	Aire de l'échantillon [L^2]
a	Section du tube [L^2]
AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air [$M.L^{-1}.T^{-2}$ ou L]
AMQ	Association minière du Québec
ASTM	American Society for testing Materials
BHD	Boues à haute densité
BPSR	Biofiltres passif sulfato-réducteurs
CA	Certificat d'autorisation
C_c	Coefficient de courbure
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CLSM	Controlled low-strength material
CRH	Couche de rétention d'humidité
C_u	Coefficient d'uniformité
D_{10}	Diamètre des particules correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [L]
D_{30}	Diamètre des particules correspondant à 30% passant sur la courbe granulométrique [L]
D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60% passant sur la courbe granulométrique [L]
DAC	Drains anoxiques calcaires
DMA	Drainage minier acide
DOC	Drains oxiques calcaires
D_r	Densité relative [-]
DRA	Drainage rocheux acide
$D_{r-boues}$	Densité relative des boues [-]
D_{r-m}	Densité relative du mélange [-]
D_{r-sol}	Densité relative du sol [-]
DRX	Diffraction des rayons X
e	Indice des vides [$L^3.L^{-3}$]

e_0	Indice des vides initial [$L^3.L^{-3}$]
e_f	Indice des vides final [$L^3.L^{-3}$]
e_i	Indice des vides à l'instant i [$L^3.L^{-3}$]
e_m	Indice des vides du mélange [$L^3.L^{-3}$]
e_{sol}	Indice des vides du sol [$L^3.L^{-3}$]
h	Charge hydraulique [L]
H	Hauteur [L]
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy
I_p	Indice de plasticité [-]
IRME	Institut de Recherche en Mines et en Environnement
kPa	kiloPascal
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée [$L.T^{-1}$]
k_u	Conductivité hydraulique non saturée [$L.T^{-1}$]
L	Longueur de l'échantillon [L]
LCPC	Laboratoire Central des Ponts et Chaussées
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
m_1	Masse de récipient et de matériau humide [M]
m_2	Masse de récipient et de matériau sec [M]
M_b	Masse de boues [M]
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
MERN	Ministère de l'énergie et des ressources naturelles
m_h	Masse du moule contenant l'échantillon humide [M]
M_h	Masse humide [M]
M_{hp-air}	Masse de l'échantillon humide paraffiné dans l'air [M]
M_{hp-imm}	Masse de l'échantillon humide paraffiné immergé dans l'eau [M]
M_m	Masse de moule [M]
M_p	Masse de la paraffine [M]
M_s	Masse des solides [M]
MSB	Mélange sol-boues
M_{sol-p}	Masse de sol préservé [M]
m_t	Masse de récipient [M]

M_t	Masse totale [M]
n	Porosité [-]
n_{opt}	Porosité à l'optimum [-]
PA	Potentiel d'acidité [M.M ⁻¹]
P_b	Pourcentage de passant des boues humides
P_c	Pourcentage de compactage [-]
PGA	Potentiellement générateur d'acide
PIM	Porosimétrie par intrusion de mercure
P_m	Pourcentage de passant du mélange [-]
PN	Potentiel de neutralisation [M.M ⁻¹]
P_s	Pourcentage de passant du sol humide [-]
S	Superficie [M ²]
S/C	Soufre/Carbone
S_r	Degré de saturation [-]
S_{r-opt}	Degré de saturation à l'optimum Proctor [-]
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale
USCS	United Soil Classification System ou Système de Classification Unifié des Sols
V	volume [L ³]
V_0	Volume initial [L ³]
V_f	Volume final [L ³]
V_h	Volume de l'échantillon humide [L ³]
V_{hp}	Volume de l'échantillon paraffiné [L ³]
V_m	Volume du moule [L ³]
V_p	Volume de la paraffine [L ³]
V_s	Volume des solides [L ³]
V_v	Volume des vides [L ³]
w	Teneur en eau massique [% w/w]
WA	Waite Amulet
w_{AEV}	Teneur en eau massique correspondant à l'entrée d'air [% w/w]
w_b	Teneur en eau des boues [%]

w_i	Teneur en eau massique à l'instant i [% w/w]
$w_{i\text{-boues}}$	Teneur en eau initiale des boues [% w/w]
$w_{i\text{-sol}}$	Teneur en eau initiale de sol [% w/w]
w_l	Limite de liquidité [%]
w_m	Teneur en eau du mélange [% w/w]
w_{nat}	Teneur en eau naturelle [% w/w]
w_{opt}	Teneur en eau optimale [%]
w_p	Limite de plasticité [%]
w_s	Limite de retrait [%]
w_{sol}	Teneur en eau du sol [% w/w]
$w_{\text{sol traité}}$	Teneur en eau du sol traité [% w/w]
WW	Westwood
β	Teneur en boues [%]
β^*	Teneur en boues amendées [%]
Δt	Intervalle de temps [T]
ε_v	Retrait volumique [%]
θ	Teneur en eau volumique [$L^3.L^{-3}$]
θ_i	Teneur en eau volumique à l'instant i [$L^3.L^{-3}$]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [$L^3.L^{-3}$]
ρ_d	Masse volumique sèche [$M.L^{-3}$]
$\rho_{\text{dchantier}}$	Masse volumique sèche sur chantier [$M.L^{-3}$]
ρ_{dmax}	Masse volumique sèche maximale [$M.L^{-3}$]
ρ_{dopt}	Masse volumique sèche optimale [$M.L^{-3}$]
ρ_h	Masse volumique humide [$M.L^{-3}$]
ρ_p	Masse volumique de la paraffine [$M.L^{-3}$]
ρ_s	Masse volumique des particules solides [$M.L^{-3}$]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [$M.L^{-3}$]
ψ	Succion matricielle [$M.L^{-1}.T^{-2}$ ou L]
ψ_i	Succion matricielle à l'instant i [$M.L^{-1}.T^{-2}$ ou L]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – ÉTAPES DE RÉALISATION DES ESSAIS DE PERMÉABILITÉ EN CELLULE TRIAXIALE.....	155
ANNEXE B – ANALYSES GRANULOMÉTRIQUES DES MSB	156
ANNEXE C – RÉSULTATS DES ESSAIS PROCTOR SUR LES MSBS	157
ANNEXE D – RÉSULTATS DES ESSAIS DE RETRAIT LIBRE	158
ANNEXE E – RÉSULTATS DES ESSAIS DE RÉTENTION D’EAU	160
ANNEXE F – RÉSULTATS SUR LES MSB AMENDÉS AVEC LA CHAUX	162

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

Depuis le XIX siècle, la consommation mondiale en ressources minérales n'a cessé de s'accroître. Le Canada, de par sa géologie, est une zone particulièrement très favorable à une activité minière qui génère annuellement des retombées économiques importantes pour plusieurs régions du pays. Quoique l'économie du Québec soit diversifiée, l'exploitation des ressources minérales occupe une partie importante du paysage économique québécois. En dépit de ces retombées financières positives, cette activité minière génère de grandes quantités de rejets miniers qui peuvent engendrer des conséquences néfastes sur l'environnement. C'est dans ce contexte que depuis quelques années, le gouvernement du Québec impose des règles environnementales de plus en plus strictes. Les sociétés minières sont régies par plus de 100 lois, règlements et normes en matière environnementale conduisant ainsi à un encadrement serré de leurs activités en sol québécois (Association minière du Québec, AMQ, <<https://www.amq-inc.com/pages/environnement>>, 2018).

À l'occasion de la réalisation d'un projet minier, l'obtention d'un certificat d'autorisation (CA) est exigée par le ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), et ce, dès le début des travaux et en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE).

Dans le cadre de la préservation de la qualité de l'environnement, la politique québécoise de gestion des matières résiduelles, même si elle ne s'applique pas spécifiquement aux résidus miniers, repose sur le respect de la hiérarchie des 3RVE : réduction à la source, réemploi, recyclage et valorisation avant élimination (Gouvernement du Québec, 2011).

Afin que les principes des 3RVE soient respectés, l'exploitant minier doit évaluer le potentiel de réutilisation des résidus miniers (ex : au niveau des infrastructures routières, stationnements ou autres aménagements faits sur le site minier) (Directive 019 sur l'industrie minière, 2012). Lors d'une demande de CA, l'exploitant se doit notamment de proposer des approches adaptées de valorisation des rejets miniers, dans le but de réduire la superficie des aires d'accumulation, ainsi qu'un plan de restauration concret répondant aux exigences de l'article 232.1 de la loi sur les mines.

Dans le but d'inciter les sociétés minières à réduire (ou à valoriser) la quantité de rejets miniers qu'elles entreposent en surface, le gouvernement du Québec a adopté depuis 2013 une nouvelle taxe sur chaque tonne de résidus miniers déposés dans des aires d'accumulation. Cette nouvelle taxe est mise en vigueur depuis janvier 2014 (Ministère de l'énergie et des ressources naturelles, MERN, <<https://mern.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2015-04/droit-residus.asp>>, 2018). Cependant, les rejets miniers qui sont utilisés à des fins de valorisation et qui sont retirés des aires d'accumulation peuvent donner droit à une déduction. Donc, pour les compagnies minières, une meilleure gestion des rejets miniers constitue une priorité non seulement pour des questions environnementales mais encore pour réduire les coûts liés à cette nouvelle taxe. Cette nouvelle réglementation constitue un effort supplémentaire afin de réduire l'empreinte environnementale des activités minières et de favoriser l'acceptabilité sociale des projets miniers. En effet, la stratégie minière du Québec est claire sur l'intention d'assurer une meilleure protection de l'environnement à ses activités minières. Par conséquent, les opérateurs sont dans l'obligation d'être à la recherche de solutions efficaces et économiques pour la gestion de leurs rejets ainsi que la restauration des sites miniers. En ce sens, dans le cadre de la gestion intégrée des résidus miniers, la valorisation apparaît comme une solution adéquate aux problèmes et aux préoccupations autant des compagnies minières que du gouvernement. Ici, le terme « valorisation » peut être défini comme l'ensemble des techniques permettant le réemploi, la réutilisation, le recyclage ou la régénération des résidus.

Chaque jour, l'exploitation minière génère plusieurs millions de tonnes de résidus pouvant favoriser du drainage minier acide (DMA) lorsqu'ils contiennent des sulfures métalliques (Aubertin et al., 2002). Ce phénomène, une fois déclenché, nécessite la mise en œuvre d'un système de traitement pour respecter les limites environnementales des effluents miniers. La méthode la plus courante est le traitement actif avec un produit chimique alcalin tel que la chaux. Cette neutralisation des eaux minières acides par la chaux génère de grandes quantités de boues de traitement à densité ou siccité variable (2 à 30% de solide selon le procédé) qui doivent être entreposées (Aubé, 2004). Les boues de traitement du DMA, considérées comme des résidus miniers, sont généralement entreposées dans des bassins de sédimentation pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines d'hectares et doivent être restaurées à la fin de l'exploitation de la mine. Au cours des dernières années, d'autres alternatives de stockage et/ou de réutilisation des boues ont été évaluées (Zink et al., 2010; Zink et Griffith, 2012a, b; 2013 ; Rakotonimaro et al., 2017). Ces méthodes alternatives comprennent la co-disposition des boues avec d'autres résidus miniers (rejets

de concentrateur et roches stériles), les recouvrements des résidus par les boues; ce qui ne permet pas d'éviter l'oxydation de ces résidus (Zink et al., 2010), la déposition des boues dans les aires d'accumulation des résidus, comme amendement dans le remblayage des chantiers miniers souterrains, dans les fosses à ciel ouvert, sous les recouvrements en eau, etc. Cependant, l'entreposage des boues de traitement dans les bassins de rétention à proximité de la mine reste l'approche la plus utilisée. Ainsi, la gestion de ces boues de traitement du DMA représente donc un enjeu environnemental majeur auquel l'industrie minière doit faire face.

Par ailleurs, il est connu que les boues ont une capacité à maintenir un pH alcalin à neutre pendant des décennies, voir des siècles, en raison de l'excès d'alcalinité induite par la chaux résiduelle au sein de ces boues (Zink et al., 1997 ; Zink et al., 2010). Cette alcalinité devrait conférer une stabilité chimique aux boues, et donc, contrôler leur dissolution et la remobilisation des métaux au fil du temps tant que les conditions d'exposition ne sont pas acides. Il est alors pensable que les boues puissent constituer un matériau à valoriser pour des applications spécifiques sur les sites miniers.

En climat humide tel que celui du Québec, la restauration des sites miniers potentiellement générateurs de DMA nécessite la conception de systèmes hydrogéologiques spécifiques. Ces derniers qui sont majoritairement conçus dans le but de réduire la migration d'oxygène vers les résidus miniers réactifs (Bussière et al., 2003 ; Mbonimpa et al., 2003 ; Aubertin et al., 2015), impliquent l'utilisation de matériaux avec des propriétés hydrogéotechniques spécifiques, inertes chimiquement, en grande quantité et de préférence disponibles à proximité du site minier, pour limiter les coûts de restauration. La valorisation des boues de traitement en tant que composante de ces systèmes de restauration des sites miniers peut donc être considérée comme une alternative potentielle.

1.2 Problématique

L'une des dernières approches de réutilisation des boues dans le secteur minier est leur valorisation pour la restauration des sites miniers problématiques. Des travaux récents ont étudié le potentiel de valorisation des boues de traitement en tant que composante d'un système de recouvrement hydrogéologique communément utilisée en climat humide, et ce, afin de contrôler la production de DMA (Zink et al., 2010 ; Bouda et al., 2012 ; Demers et al., 2015a, b ; Mbonimpa et al., 2016 ; Demers et al., 2017). Le chapitre 2 du mémoire fourni plus de détails sur ce sujet.

La restauration des sites miniers problématiques peut recourir à divers types de recouvrement en sol incluant les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) jouant principalement le rôle de barrière à l'oxygène. Une CEBC comporte au moins une couche de matériau fin (dite couche de rétention d'eau) placée entre deux couches de matériaux grossiers. Ce matériau fin doit être doté d'une capacité de rétention d'eau avec une pression d'entrée d'air (AEV) d'au moins 20 à 50 kPa (Aubertin et Chapuis, 1991) et d'une conductivité hydraulique relativement faible (habituellement $< 10^{-5}$ cm/s). C'est le contraste du point de vue granulométrique et des propriétés hydriques entre les matériaux (fins et grossiers) qui va permettre la création des effets de barrière capillaire favorisant ainsi le maintien d'un haut degré de saturation en eau du matériau fin. Par conséquent, les flux d'oxygène de l'atmosphère qui atteignent les résidus ainsi que la production subséquente du DMA seront contrôlés (Yanful et al., 1999 ; Mbonimpa et al., 2003 ; Bussière et al., 2004).

Lorsque les matériaux fins ayant les caractéristiques requises (données ci-dessus) ne sont pas disponibles dans les environs des sites à restaurer, les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage) augmentent considérablement le coût de construction du recouvrement. Dans cette optique, il est possible de recourir à des rejets miniers non potentiellement générateur d'acide qui peuvent aussi être obtenus par désulfuration des résidus sulfureux. Les boues déjà disponibles sur les sites où les eaux acides sont générées et traitées constituent aussi un matériau potentiel qui, lorsqu'elles sont mélangées de manière optimale avec les sols, pourraient être utilisées comme matériau fin dans les recouvrements. C'est cette voie que Mbonimpa et al. (2016) et Demers et al. (2017) ont choisi de suivre en étudiant le potentiel de valorisation des boues de traitement de DMA comme matrice mélangée à des matériaux possédant des propriétés hydrogéotechniques adaptées. En effet, ces auteurs ont montré qu'un mélange optimal de silt et de boues avec une teneur en boues de 25%, en proportion humide selon le rapport masse de boues sur masse de sol, améliorerait les propriétés hydrogéotechniques (augmentation de la capacité de rétention d'eau et diminution de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de ce dernier). Ce mélange avait les propriétés hydrogéotechniques appropriées pour constituer un bon matériau fin pour la couche de rétention d'eau d'une CEBC si on le compare avec d'autres matériaux habituellement utilisés comme matériau fin dans les CEBC. De plus, ces auteurs ont pu quantifier le volume que cette réutilisation des boues permettrait de libérer dans les anciens bassins de sédimentation et qui pourrait servir au stockage de nouvelles boues. Ces auteurs ont aussi pu déterminer la réduction de la quantité de matériaux d'emprunt que cette réutilisation des boues

permettrait. Néanmoins, cette étude réalisée par Mbonimpa et al. (2016) était préliminaire car elle était basée sur un seul type de sol (silt) et sur une seule origine des boues (provenant du site Mouska-Doyon-Westwood, propriété de la Corporation IAMGOLD). Aussi, cette étude a révélé que l'un des défis d'une utilisation optimale et efficace des boues dans les mélanges sols-boues (MSBs) est la teneur en eau massique très élevée des boues décantées dans les bassins. En effet, l'augmentation de la quantité de boues dans les MSBs produit des mélanges peu compactable et susceptibles au retrait volumique et à la fissuration. Cette teneur en eau naturelle très élevée des boues (en général supérieure à 100%) limite donc la quantité de boues réutilisables dans les MSBs.

Dans une perspective de valider cette approche de valorisation des boues et de diversifier l'utilisation des MSBs comme matériau de restauration des sites miniers, il y'a un intérêt évident d'étudier cette approche de valorisation sur d'autres types de sols (notamment les matériaux granulaires) et de boues de traitement de DMA ; mais aussi d'effectuer des travaux supplémentaires dont entres autres, l'étude de la possibilité de réduction de la teneur en eau des boues, dans le but d'optimiser la quantité de boues dans ces MSBs.

1.3 Objectifs du projet de recherche

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer le potentiel de valorisation des boues de traitement du DMA pour produire des mélanges de sols granulaires et de boues (MSBs) ayant les caractéristiques hydrogéotechniques requises d'une couche de rétention d'humidité (CRH) d'une CEBC, tout en optimisant la quantité de boues.

De façon plus spécifique, les objectifs du projet sont décrits comme suit :

- Caractériser les propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs obtenus à partir de deux types de sols granulaires (till et sable) et de deux types de boues provenant des sites Mouska-Doyon-Westwood (WW) et Waite Amulet (WA), en considérant différentes teneurs en boues β (= masse de boue humide / masse de sol humide) dans les mélanges ;
- Étudier l'impact de l'ajout de la chaux sur les propriétés hydrogéotechniques des MSBs.
- Évaluer, du point de vue hydrogéotechnique, l'utilisation potentielle des MSBs, obtenus à l'aide des deux types de sols et de deux types de boues, comme couche de rétention d'humidité (CRH) d'une couverture avec effets de barrière capillaire.

Les travaux de recherche réalisés pour ce projet s'appuient donc uniquement sur une étude en laboratoire. D'une manière plus détaillées les étapes du projet incluent :

- L'échantillonnage des matériaux de base (sols et boues) ;
- La caractérisation des propriétés physiques, chimiques et minéralogiques de ces matériaux;
- La caractérisation des propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs (sans amendement alcalin) à partir d'essais en laboratoire ;
- La caractérisation des propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs amendés avec de la chaux (amendement alcalin).

1.4 Structure du mémoire

Le mémoire comporte six chapitres, dont ce chapitre introductif. À la suite de cette introduction (chapitre 1), le chapitre 2 présentera une revue de littérature en lien avec le sujet de la recherche. Il débute par une présentation de différentes approches de valorisation des boues de traitement du drainage minier acide, suivie d'une présentation du principe de fonctionnement d'une couverture avec effets de barrière capillaire. Finalement, une revue sur l'utilisation de la chaux sur les sols argileux sera présentée.

Le chapitre 3 est consacré aux matériaux utilisés dans cette étude et les principales méthodes expérimentales utilisées pour la caractérisation des échantillons. Les matériaux de bases (sols et boues) sont caractérisés pour leurs propriétés physiques (granulométrie et densité relative des grains), chimiques (ICP-AES et Soufre/Carbone) et minéralogique (Diffraction des rayons X, DRX). Les MSBs sont caractérisés pour leurs propriétés physiques ainsi qu'hydrogéotechniques (essai Proctor modifié, essai de retrait libre, conductivité hydraulique à saturation et les courbes de rétention d'eau). Des MSBs amendés avec la chaux sont aussi caractérisés pour certaines propriétés hydrogéotechniques (Proctor, conductivité hydraulique saturée et courbe de rétention d'eau).

Le chapitre 4 présente et interprète les résultats issus de cette étude. Les résultats issus des MSBs sans amendement à la chaux sont d'abord présentés. Ensuite les résultats de l'impact de l'amendement à la chaux sur les propriétés hydrogéotechniques sont présentés.

Le chapitre 5 porte sur une discussion générale des résultats, tandis que le chapitre 6 présente les conclusions ainsi que les recommandations suite à l'étude.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

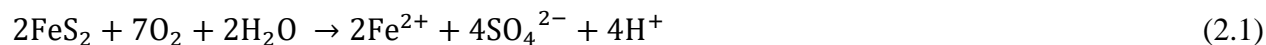
Cette revue de littérature vise à définir le cadre théorique et les principes généraux nécessaires à la compréhension de ce mémoire. Avant de présenter les différentes options de gestion et de valorisation des boues de traitement du DMA qui ont été développées ces dernières années, on revient d'abord sur le processus de génération et les méthodes de traitement du DMA. Par la suite, comme l'objectif principal de ce projet est de valoriser les boues de DMA comme matériaux de restauration notamment comme composante d'une CEBC, on présentera le concept de CEBC, son principe de fonctionnement et ses principales caractéristiques. Enfin, comme l'un des objectifs spécifiques du projet est d'explorer les possibilités de réduction de la teneur en eau des mélanges et leur impact sur les propriétés hydrogéotechniques des MSBs, une revue sur le traitement de sols à la chaux sera également fournie. La chaux est généralement utilisée en génie civil pour améliorer des matériaux routiers ou réduire leurs teneurs en eau. Cette approche permettrait de voir dans quelles mesures l'utilisation de la chaux dans les MSBs permettrait d'atteindre cet objectif spécifique précité.

2.1 Drainage minier acide

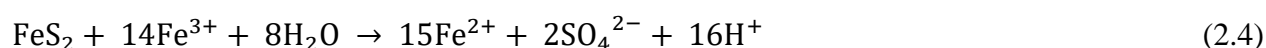
Malgré les retombées économiques générées par l'industrie minière dans plusieurs pays, l'extraction des ressources minérales et le traitement des minerais produisent une grande quantité de rejets solides tels que les roches stériles, les rejets de concentrateur et les boues de traitement des effluents miniers. Les rejets solides produits sont souvent entreposés en surface (dans les haldes à stériles et les parcs à résidus) ou encore retournés sous terre sous forme de remblai. Ces rejets miniers entreposés en surface, s'ils contiennent des sulfures métalliques (ex. : pyrite, pyrrhotite, chalcopryrite, arsénopyrite, etc.) peuvent s'oxyder lorsqu'ils sont exposés à l'eau et à l'oxygène de l'atmosphère. C'est cette oxydation qui conduit souvent à la formation du DMA. Aussi appelé drainage rocheux acide (DRA), le DMA résulte de la circulation des eaux tant de surface que souterraine à travers les composantes d'un site minier telles que les parcs à rejets de concentrateur, les haldes à stériles et les galeries et parois des mines (Aubertin et al., 2002). Ainsi, le DMA/DRA est décrit comme un phénomène d'acidification qui favorise la mobilisation par solubilisation des métaux.

Une simplification du phénomène d'oxydation chimique (cas de la pyrite) peut être décrite de la façon suivante (Aubertin et al., 2002) :

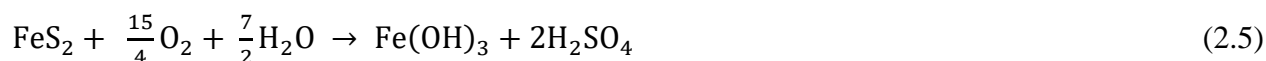
Oxydation directe :



Oxydation indirecte :



Réaction globale :



L'équation (2.1) présente la formulation globale de la réaction d'oxydation directe. L'oxydation directe de la pyrite se produit en présence d'oxygène et d'eau à pH proche de la neutralité (équation 2.1). L'acidification du milieu, entraînée par l'oxydation directe de la pyrite, favorise les réactions indirectes (équations 2.2, 2.3 et 2.4). Le fer ferrique Fe^{3+} qui provient de l'oxydation du fer ferreux Fe^{2+} (équation 2.2) précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), ce qui acidifie davantage le milieu (équation 2.3). Ces réactions libèrent de l'acidité (ions H^+) et lorsque le pH atteint une valeur inférieure à 3,5, le fer ferrique en solution peut oxyder directement la pyrite (équation 2.4); ce qui contribue à générer davantage d'acidité. La production d'ions H^+ qui diminue le pH de l'eau permet à certains métaux comme le zinc, le cuivre, le nickel et le plomb de se dissoudre dans l'effluent acide.

Les résidus miniers contiennent tout de même une quantité variable de minéraux qui possèdent un potentiel de neutralisation intrinsèque grâce à leur capacité de réagir avec l'acide et à neutraliser le DMA. Ces minéraux incluent les carbonates, les oxydes, les hydroxydes et les silicates. Cet effet tampon reste possible tant qu'il y'a des minéraux neutralisants disponibles pour réagir avec l'acide.

2.2 Prévention du drainage minier acide

Comme nous l'avons vu dans la section 2.1, la production de DMA qui résulte de l'oxydation de sulfures métalliques en présence d'eau et d'oxygène constitue l'une des problématiques environnementales les plus critiques de l'industrie minière. Lorsque l'on sait que des rejets miniers sont potentiellement acidogènes, il est primordial de prendre des mesures qui atténueront leurs impacts environnementaux. Au cours des dernières années, beaucoup de progrès ont été réalisés quant à la gestion environnementale des rejets miniers problématiques (Aubertin et al., 2002 ; Bussière, 2007). Une des mesures qui permettent de limiter les incidences environnementales du DMA consiste à contrôler sa production par une approche préventive. Les techniques préventives qui sont utilisées visent essentiellement à exclure un ou plusieurs des éléments responsables des réactions d'acidification à savoir : l'oxygène, l'eau et les sulfures.

En climat humide, les approches de prévention du DMA visant à exclure l'apport de l'oxygène aux résidus problématiques sont considérées comme les plus efficaces (MEND, 2001). Une de ces approches consiste à construire un recouvrement en matériaux naturels composés de plusieurs couches de sols superposés dans le but de garder au moins une des couches saturées ou quasi saturées en vue de limiter la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs tout en limitant l'infiltration de l'eau jusqu'aux rejets (Aubertin et al., 1995 ; 2002). Cette technique est appelée couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC).

Les CEBCs qui sont une solution pratique et efficace pour limiter la génération de DMA en climat humide (Bussière et al., 2006, 2007 ; Dagenais et al., 2006) consistent à recouvrir le site de rejets miniers problématiques de plusieurs couches de matériaux présentant des caractéristiques granulométriques et des propriétés hydrogéotechniques différentes afin de prévenir le contact entre les résidus miniers et l'oxygène.

2.2.1 Principe de fonctionnement hydrogéologique d'une CEBC

Dans un climat humide comme celui du Québec, le principal objectif d'une CEBC est de limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus problématiques afin de réduire l'oxydation des minéraux sulfureux. Ces recouvrements sont constitués de deux à cinq couches de sols distincts configurés de sorte à créer des effets de barrière capillaire (Aubertin et al., 2002). Le principe de ce type de

recouvrement est de minimiser le flux d'oxygène en maintenant au moins une des couches du recouvrement à un degré de saturation élevé.

Les effets de barrière capillaire sont créés lorsqu'un matériau à granulométrie relativement fine (en référence à la couche de faible perméabilité ou couche de rétention d'eau) est placé au-dessus d'un sol plus grossier (couche de support) (figure 2-1). Ces effets de barrières capillaires sont causés par la différence en termes de propriétés hydrogéotechniques non saturées et de granulométrie entre les deux matériaux. Ces différences de propriétés hydriques en termes de courbe de rétention d'eau et de fonction de perméabilité font que le matériau fin conserve un haut degré de saturation et limite les flux d'oxygène de l'atmosphère vers les résidus générateurs de DMA (Aubertin et al., 1995 ; Bussière et al., 2004). Ces effets de barrière capillaire tendent alors à limiter l'écoulement de l'eau de la couche de matériau fin vers la couche de matériau à granulométrie grossière du fait que le matériau grossier se draine facilement et atteint rapidement une conductivité hydraulique non saturé (k_u) inférieure à celle du matériau fin (figure 2-1). De ce fait, l'eau est retenue dans le matériau fin par les forces capillaires et ne s'écoule pas dans le matériau grossier tant que le matériau fin à l'interface n'approche pas d'une saturation complète (c'est-à-dire une succion supérieure à l'AEV du matériau grossier).

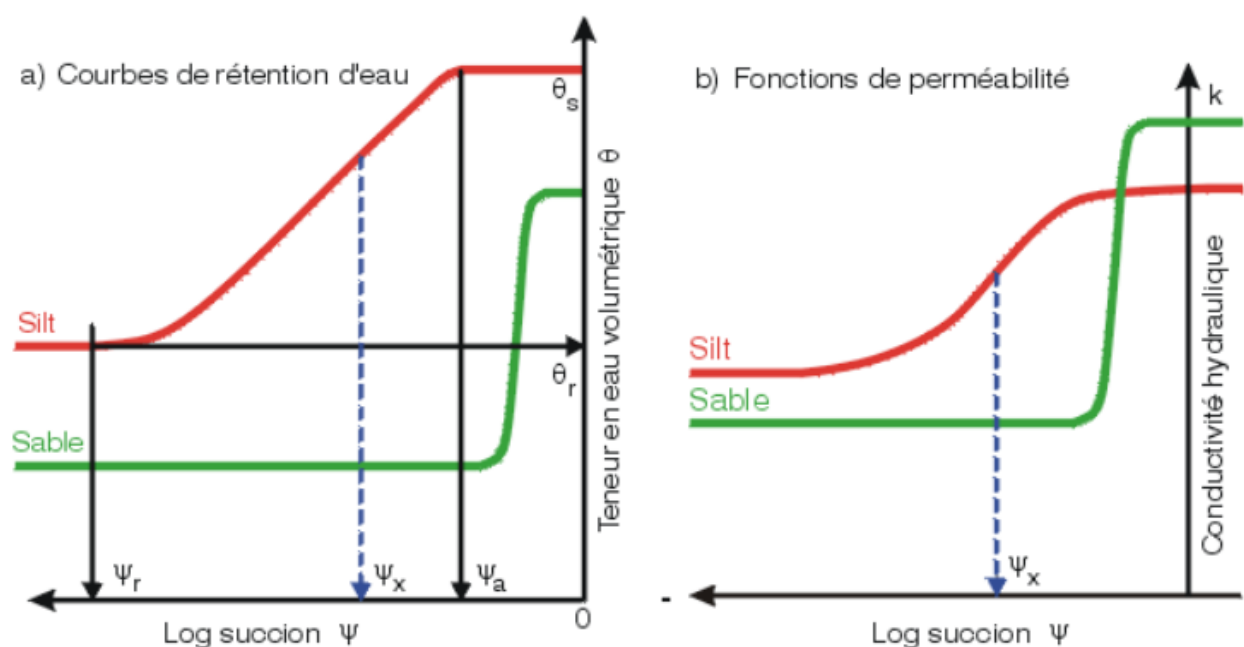


Figure 2-1: Schématisation de fonctions hydriques (Aubertin et al., 2002)

Au cours des dernières années, les systèmes de CEBC ont montré leur efficacité quant à leur capacité à prévenir le drainage minier acide. Des travaux menés sur des sites tels que le site LTA (Bussière et al., 2006) et le site Lorraine (Bussière et al., 2009) ont confirmé le fonctionnement et l'efficacité de tels systèmes. La capacité d'une CEBC à limiter la migration de l'oxygène et la formation de DMA a été examinée par plusieurs auteurs (Aachib et al., 1994 ; Aubertin et al., 1995 ; Mbonimpa et al., 2003), et ce pour différentes configurations et divers matériaux. Les études ont montré que le flux d'oxygène dans les résidus miniers était réduit si le degré de saturation de l'une des couches de la couverture, particulièrement la couche de rétention d'eau, demeurait élevée et typiquement supérieur ou égale à 85%. La mise en œuvre d'une CEBC est relativement simple (Ricard et al., 1997) et sa longévité peut être excellente lorsqu'elle est construite avec des matériaux à plasticité faible (Dagenais, 2005 ; Bussière et al., 2007).

2.2.2 Configuration typique d'une CEBC

Un exemple de recouvrement de type couverture avec effets de barrière capillaire est présenté à la figure 2-2. Les deux premières couches, A et B servent à protéger les trois couches suivantes (à savoir les couches C, D et E) contre l'érosion, les intrusions biologiques et humaines et les effets des cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage (Bussière et al., 2001). Les couches C, D et E constituent les principales composantes qui permettent à la CEBC de jouer son rôle de barrière à l'oxygène.

La couche C, appelée couche drainante, a plusieurs fonctions. Elle joue un rôle important dans la performance du recouvrement. Avec une granulométrie grossière et une conductivité hydraulique saturée élevée (entre 10^{-3} cm/s et 10^{-1} cm/s), elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures en les dirigeant latéralement ; ce qui permet de réduire l'infiltration dans la couche D. La couche drainante confère une meilleure stabilité au recouvrement en diminuant la pression interstitielle dans ce dernier. Le choix du matériau de la couche drainante permet de créer une barrière à la remontée capillaire venant de la couche D; ce qui permet à la couche D de conserver l'humidité (Bussière et al., 2001). Cette couche peut être constituée de matériaux granulaires naturels tels le sable ou le gravier.

La couche D, appelée couche de rétention d'eau (ou couche de faible perméabilité), constitue la véritable barrière aux échanges entre les rejets et l'extérieur. Grâce à sa capacité de rétention d'eau, elle permet de limiter la migration de l'oxygène vers les résidus sulfureux en restant presque

saturée. Cette couche est faite d'un matériau fin ayant un contraste granulométrique avec les couches C et E important pour que les effets de barrière capillaire s'établissent et que la teneur en eau y reste élevée. La conductivité hydraulique saturée est relativement faible pour les matériaux (habituellement argileux ou silteux) constituant la couche de rétention d'eau (généralement inférieure ou égale à 10^{-5} cm/s) ; ce qui limite ainsi l'infiltration d'eau dans la couche E. Le degré de saturation élevé et la faible infiltration d'eau permettent de diminuer significativement la production de DMA des résidus sulfureux placés sous la couverture (Aubertin et al., 1995 ; Bussière et al., 2001).

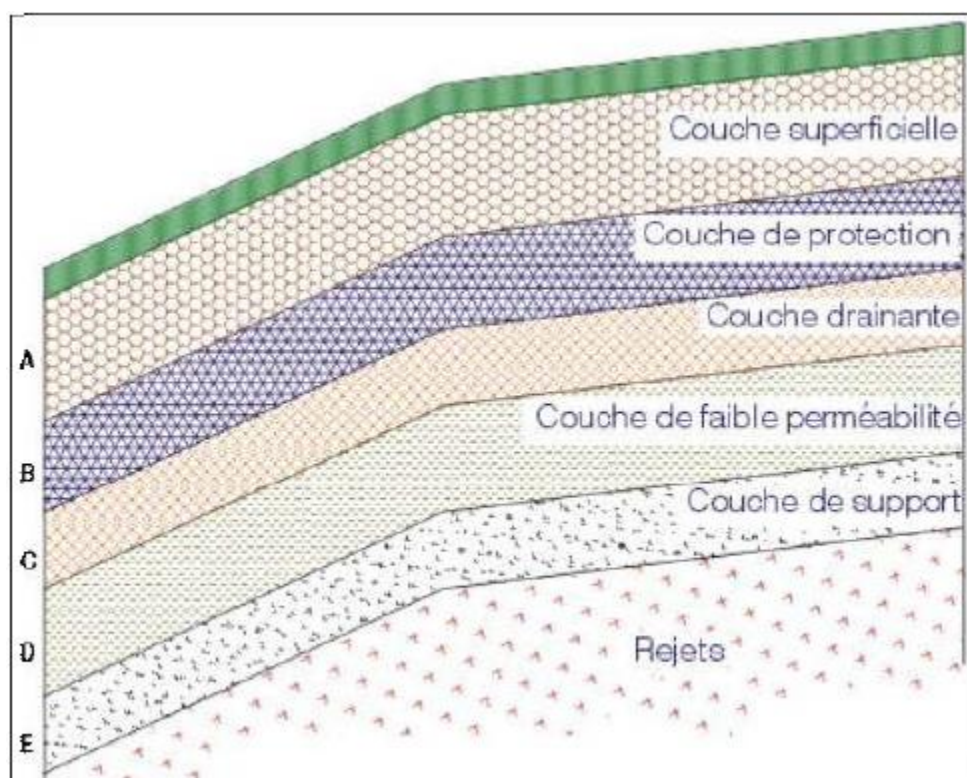


Figure 2-2: Configuration typique d'une CEBC utilisé comme barrière à l'oxygène (Aubertin et al., 1995)

La couche E, appelée couche de support, avec une granulométrie grossière est responsable des effets de barrière capillaire qui s'établissent à l'interface avec la couche D. Avec sa conductivité hydraulique élevée et sa faible capacité de rétention d'eau, cette couche se draine rapidement. De la même façon que la couche C, une conductivité hydraulique saturée de 10^{-3} cm/s à 10^{-1} cm/s convient habituellement aux matériaux de la couche E. Tout en empêchant la remontée capillaire du lixiviat des résidus sulfureux, cette couche sert de support pour les autres couches du

recouvrement et doit avoir des caractéristique géotechniques et mécaniques adéquates pour subir les charges de la machinerie lourde lors de la mise en place du recouvrement.

2.3 Méthode de traitement du drainage minier acide

Une fois déclenché, le DMA constitue l'un des principaux défis environnementaux de l'industrie minière. À ce propos, une usine de traitement doit généralement être mise en œuvre afin de limiter les impacts environnementaux qu'engendrerait ce phénomène. Le but d'un procédé de traitement des effluents miniers acides est de contrôler le pH et de diminuer les concentrations des métaux à des niveaux jugés acceptables selon les réglementations en vigueur (comme la Directive 019 sur l'industrie minière, 2012). Deux types de traitement des effluents miniers contaminés par le DMA sont généralement appliqués : passif et actif. Dans ce qui suit, plus d'emphasis sera mis sur le traitement actif qui est le plus couramment utilisé.

2.3.1 Traitement passif

Le traitement passif est souvent utilisé lorsque le volume d'effluent contaminé est faible. Les systèmes de traitement passif, qui constituent une solution de remplacement au traitement actif, se basent sur l'utilisation de procédés chimiques, physiques et biologiques qui existent souvent à l'état naturel dans l'environnement afin de neutraliser l'acidité du DMA et de faire précipiter les métaux présents dans ce dernier comme l'exemple des bioréacteurs passifs. Ces bioréacteurs qui ont un fort pouvoir de réduire les sulfates, ont reçu beaucoup d'attention en tant que biotechnologie prometteuse pour le traitement du DMA et offrent des avantages tels que la destruction élevée des métaux à faible pH, la production de boues stables, des coûts d'exploitation très faibles et une consommation d'énergie minimale (Neculita et al., 2007).

En effet, les systèmes de traitements passifs nécessitent moins d'énergie, utilisent des matériaux naturels et représentent un coût d'investissement en capital faible comparés aux usines de traitements actifs (Genty, 2012). Les principales méthodes de traitement passif du DMA sont les drains anoxiques calcaires (DAC), les drains oxiques calcaires (DOC) et les biofiltres passifs sulfato-réducteurs (BPSR).

2.3.2 Traitement actif

Les méthodes de traitement actifs nécessitent l'ajout d'un composé alcalin en continu au DMA afin d'en neutraliser l'acidité ou de faire précipiter les métaux présents.

Le traitement actif se base sur le fait que les métaux ont une solubilité élevée à pH faible ; donc si le pH est augmenté, les métaux dissous auront tendance à précipiter (Aubertin et al., 2002).

Le principe du système de traitement actif consiste à faire appel à des techniques physico-chimiques de réaction de neutralisation (acido-basique, oxydo-réduction, etc.).

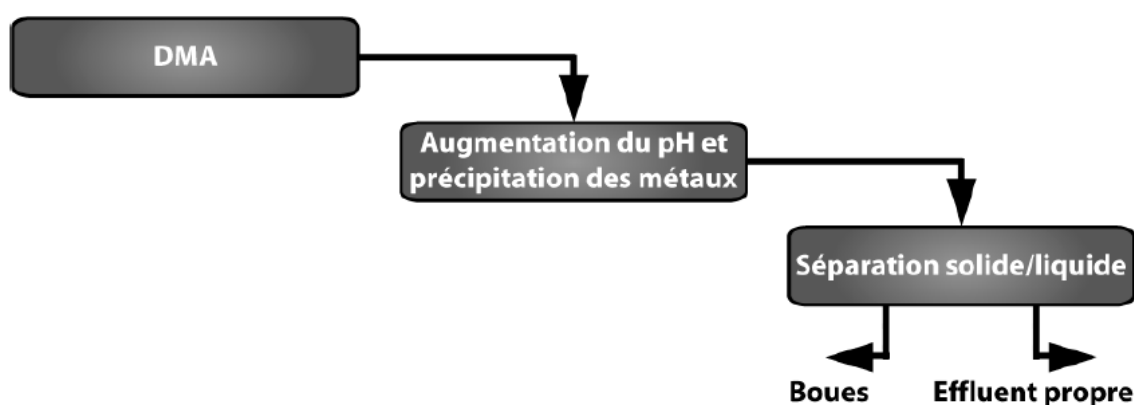


Figure 2-3: Principales étapes du traitement du DMA (Adapté d'Aubertin et al., 2002)

En effet, l'approche la plus utilisée pour traiter les eaux minières acides consiste à ajouter un réactif chimique alcalin (hydroxyde de calcium, oxyde de calcium, hydroxyde de sodium, oxyde de magnésium, carbonate de calcium, carbonate de sodium, ammoniacque anhydre) (Aubertin et al., 2002 ; Zink et Griffith, 2013). Au cours de ce processus de neutralisation des eaux minières acides, c'est l'augmentation du pH qui favorise la précipitation des métaux (Al, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn) majoritairement sous forme d'hydroxydes ou d'oxyhydroxydes, ainsi qu'une formation de grands volumes de boues de traitement avec des concentrations en sulfates très élevées (Zink et al., 1997).

Dans l'industrie minière, un réactif à base d'hydroxyde de calcium (= la chaux) est conventionnellement le réactif le plus utilisé dans les procédés de traitement actif (Zink et Griffith, 2013). L'utilisation d'hydroxyde (de calcium ou de sodium) est généralement favorisée dans la mesure où ces réactifs permettent d'atteindre les pH les plus élevés (> 9), et donc, de précipiter un

plus grand nombre de métaux. Aussi, leurs cinétiques de dissolution et de réaction sont plus rapides que celles des carbonates.

Le principe de la neutralisation à la chaux réside dans l'insolubilité de certains métaux lourds dans des conditions alcalines. Ainsi, en contrôlant le pH à une valeur d'environ 9,5, des métaux tels que le fer (Fe), le zinc (Zn) et le cuivre (Cu) seront précipités tandis que d'autres métaux tels que le nickel (Ni) et le cadmium (Cd) nécessitent un pH plus élevé aux environs de 10,5 à 11 pour précipiter (Aubé et Zink, 2003).

Dans l'optique de respecter les normes environnementales en vigueur, plusieurs procédés de traitement actif à la chaux ont été développés :

- *Le traitement en bassin de sédimentation* : ce procédé de traitement consiste à accumuler les eaux minières acides dans un grand bassin et à y ajouter directement de la chaux afin d'augmenter le pH à un niveau suffisant pour précipiter le plus grand nombre de métaux (figure 2-4).

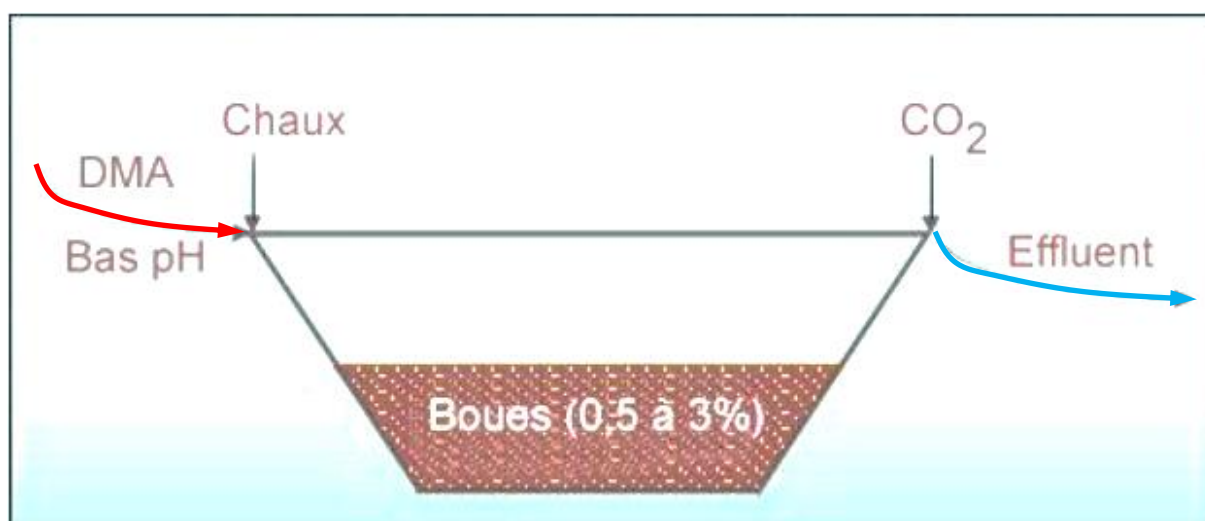


Figure 2-4: Bassin de sédimentation typique avec chaulage (Aubertin et al., 2002)

Les systèmes de traitement en bassin de sédimentation sont souvent choisis grâce à leur simplicité et leurs coûts d'investissement assez faibles lorsque les débits ne sont pas trop élevés et que de grandes superficies sont disponibles pour le traitement.

Cependant, ce procédé de traitement dans des bassins de sédimentation ne permet pas de faire un contrôle efficace du système. Par exemple, un des inconvénients de ce procédé est le fait qu'il est difficile de traiter le fer ferreux lorsqu'il est présent parce que l'aération requise pour

l'oxydation en fer ferrique nécessite un mélange approprié et un temps de contact suffisant (Aubertin et al., 2002 ; Aubé et Zink, 2003). Dans ce genre de bassin, l'aération peut nuire à la sédimentation et engendrer une importante concentration de solides en suspension dans l'eau (Aubertin et al., 2002). Un autre inconvénient de ce procédé est la difficulté de bien contrôler le débit d'écoulement de l'eau acide lorsqu'un arrêt de l'usine de chaux doit s'opérer. Ce manque de contrôle réduit l'efficacité du système si les débits d'écoulement sont trop élevés.

- *Le traitement en ligne et co-déposition boues-résidus miniers*: ce procédé qui est une alternative de traitement pour les mines en exploitation, est une variante du traitement en bassin de sédimentation. Le principe est d'ajouter les eaux acides et de la chaux à un débit contrôlé dans la ligne des résidus miniers avant de les acheminer dans l'espace de stockage. Ce procédé permet d'avoir une zone de stockage unique et minimise les besoins en espace d'entreposage du fait que les boues comblent les vides présents dans les résidus miniers.

Un inconvénient à ce procédé est la possibilité de re-dissolution des boues si l'oxydation des résidus se produit dans le bassin. Dans ce cas, un retraitement des effluents serait nécessaire. Selon Aubé et Zink (2003), des études ont montré que les boues contribuent à diminuer la perméabilité des résidus et peuvent donc contribuer à maintenir leur saturation et à inhiber l'oxydation ; et si les résidus sont déjà acides les études montrent qu'une re-dissolution partielle des boues est probable.

- *Le traitement conventionnel* (voir Figure 2-5): le procédé de traitement conventionnel consiste à neutraliser le DMA dans un réservoir (réacteur) de mélange avec un ajout contrôlé de chaux, pour atteindre un pH approprié, et une aération qui permet d'oxyder le fer ferreux. La surverse du réacteur de neutralisation est mise en contact avec un flocculant et introduite dans un clarificateur pour la séparation solide/liquide. Le clarificateur permet de produire un effluent propre et des boues contenant 1 à 5% de solide (MacDonald et al., 1989, *in* Aubertin et al., 2002 ; Aubé et al., 2004).

Même si les coûts d'opération sont certes plus élevés, ce procédé de traitement a normalement une meilleure efficacité et un bon contrôle comparé au procédé de traitement en bassin de sédimentation du fait que l'eau acide est pompée à l'usine et que le processus de traitement est bien instrumenté.

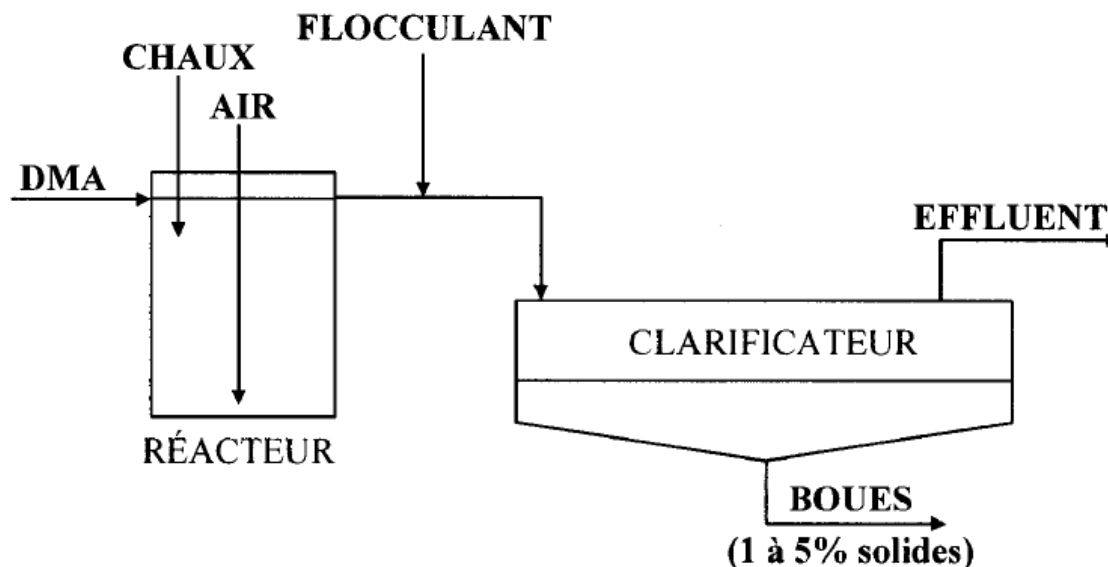


Figure 2-5: Procédé conventionnel de traitement du DMA (Aubé et al.; 2004)

Le principal inconvénient de ce procédé de traitement est la production de boues de faible densité avec des pourcentages de siccité inférieurs à 5%. Des boues d'une telle densité engendrent des volumes d'entreposage énormes en particulier si la concentration en métaux du DMA est importante. Des concentrations élevées en métaux entraînent une forte formation de solide et une augmentation de la production de boues.

Dans le but de réduire la quantité de boues produites et d'optimiser la réaction de neutralisation des eaux minières acides, le procédé conventionnel de traitement actif à la chaux a reçu de nombreuses améliorations durant ces dernières années. Selon Aubertin et al. (2002) et Zink et Griffith (2013), ces méthodes d'amélioration consistent, le plus souvent, en une aération par injection d'air, d'un ajout de flocculant cationique ou anionique et d'une recirculation partielle des boues (procédé de boues à haute densité).

- *Procédé de boues à haute densité (BHD)* : ce procédé de traitement est aujourd'hui régulièrement utilisé pour le traitement du DMA afin de produire des boues plus denses et minimiser les coûts d'entreposage des boues. Sa principale caractéristique par rapport au procédé de traitement conventionnel est la recirculation d'une portion de boues dans le système ; ce qui permet de produire des boues à plus haute densité. Il est possible, avec ce procédé, de produire des boues de 10 à 40% de solides, dépendamment des caractéristiques du DMA et du

degré d'optimisation de l'usine (Zink et al., 1997). Le principe de ce procédé de traitement consiste à traiter les eaux acides à l'aide d'un mélange de boues recyclées et de lait de chaux. Dans le procédé BHD, les boues sont récupérées dans un réservoir (réacteur d'alcalinisation) où elles sont mélangées avec la chaux avant d'être mises en contact avec le DMA (Figure 2-6). Parfois, les boues sont mélangées directement avec l'eau contaminée (DMA) si la concentration du Fe^{3+} est très élevée. En fait, le Fe^{3+} peut précipiter à pH acide (3-3,5), en fonction de sa concentration.

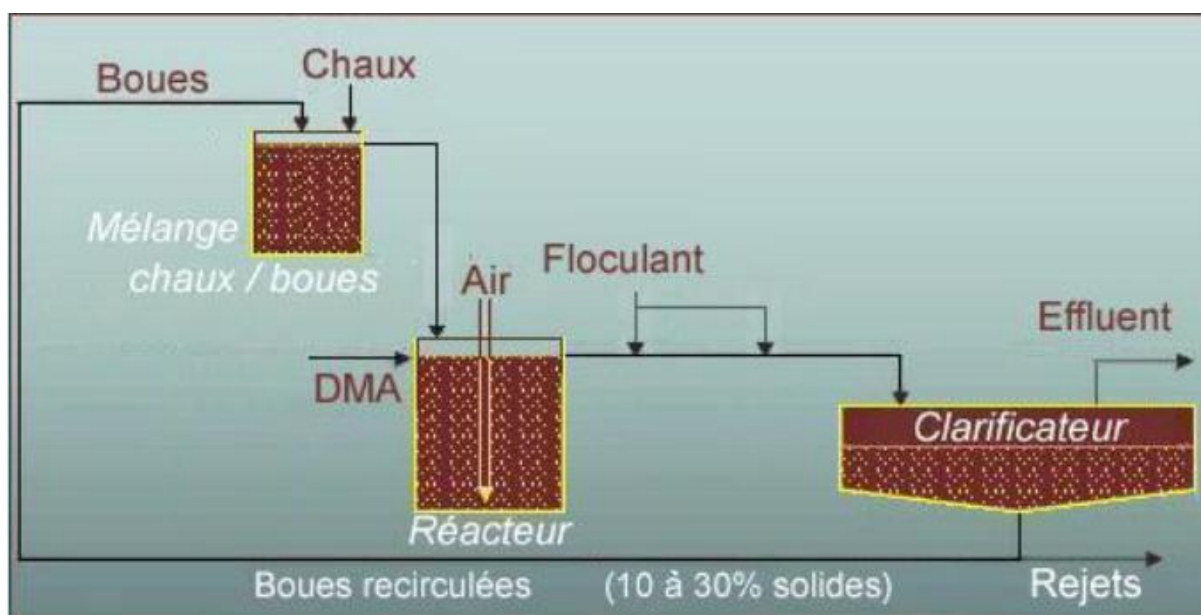


Figure 2-6: Procédé avec boues à haute densité (Aubertin et al. ; 2002)

Le mélange boues/chaux est ensuite utilisé pour la neutralisation du DMA. Selon les concepteurs de ce procédé (Kostenbader et Haines, 1970 ; *in* Aubé, 2004), la chaux se déposerait sur la surface des particules solides des boues recyclées dans le réacteur d'alcalinisation et pendant la phase de neutralisation du DMA, la précipitation se ferait sur cette surface ; ce qui permettrait aux particules solides de grossir et peut être de se cristalliser afin de former une boue qui est plus dense et qui sédimente plus rapidement (comparable au processus de floculation).

Les propriétés (physiques et chimiques) et les volumes des boues dépendent du type de procédé utilisé lors du traitement actif. En effet, les agents de neutralisation composés de calcium favorisent la formation de gypse et la précipitation d'argile ; ce qui peut affecter leur viscosité (Zink et al.,

1997 ; Aubertin et al., 2002). De plus, la composition des boues peut varier selon la source du DMA. Par exemple, comme stipulé par Zink (2005) et Sibrell et al. (2009), les boues issues du traitement des eaux contaminées d'une mine de charbon sont moins chargées en éléments toxiques (exemple : As, Cd) que celles provenant des mines polymétalliques.

Selon Zink (2005), la granulométrie des boues est généralement comprise entre 2,89 et 42,5 μm . Leur composition minéralogique est essentiellement constituée d'oxydes ou d'hydroxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) cristallisés ainsi que de gypse et de calcite (Zink et al., 1997).

Toujours dans cette perspective de réduire la quantité de boues produites, Mackie et Walsh (2015) ont investigué l'utilisation des poussières de ciment à la place de la chaux dans le but de produire des quantités de boues réduites ainsi que de réduire leur impact environnemental. L'utilisation de ces poussières de four de ciment produirait des boues décantées nettement améliorées par rapport à celles produites avec la chaux et que les concentrations de certains métaux étaient aussi réduites (Mackie et Walsh, 2015).

Malgré toutes ces améliorations aux différents procédés de traitement du DMA, la quantité de boues produites reste toujours importante et, comme le stipulaient Zink et al. (1997), le volume de boues produit au Canada chaque année atteignait encore 6,7 millions.

2.4 Méthodes de stockage ou d'entreposage des boues et problèmes de gestion associés

Les boues qui représentent un problème environnemental majeur nécessitent un plan de gestion adapté afin de réduire leur impact sur l'environnement. Comme le suggèrent Macías et al. (2017), différents scénarios de gestion des boues doivent être évalués, et ce, afin d'entreposer les boues de manière appropriée pour une contribution à l'exploitation minière durable.

2.4.1 Méthode de stockage des boues

Dans la pratique de gestion des boues, diverses options de stockage sont utilisées. Zink (2005) et Zink et Griffith (2013) ont présenté les approches de stockage les plus couramment utilisées. Parmi ces approches, on note l'entreposage des boues : i) dans des bassins de rétention à proximité de la mine, ii) sur les résidus, iii) dans les excavations minières souterraines, iv) dans des décharges (lieux d'enfouissement technique).

Cette méthode de stockage des boues dans les bassins nécessite de grandes surfaces, mais reste une approche simple et ne requiert que la conception minimale et des méthodes de construction appropriées (Lovell, 1973 ; *in* Zink, 2005). Les problèmes liés à l'entreposage des boues dans les bassins sont le plus souvent le vent et le soulèvement de la poussière dans certains sites surtout dans les régions arides ou nordiques (Zink, 2005).

La pratique de mélange des boues avec les résidus consiste à injecter les boues dans les résidus avant leur déposition dans le parc à résidus. Dans cette pratique de stockage, la boue servira à combler les vides entre les espaces des résidus et de réduire le potentiel d'infiltration de l'eau et de l'air et aussi la conductivité hydraulique du mélange. Selon Zink (2005), dans cette pratique, la stabilité à long terme des boues de DMA mélangées avec les résidus reste inconnue et nécessite encore des études plus poussées. Cette méthode d'entreposage des boues ne reste efficace que si les résidus ne sont pas générateurs d'acide ou si l'oxydation des résidus est empêchée parce que si les résidus sont exposés à l'oxydation et qu'il y ait production d'acide, le potentiel de dissolution des boues et la remobilisation des métaux reste très élevés.

L'entreposage des boues dans les chantiers miniers souterrains présente plusieurs avantages, ce qui en fait une option de gestion intéressante. Parmi ces avantages, on peut citer la réduction de l'empreinte des sites (bassins et décharges), la diminution du risque de pollution des eaux de surface et l'amélioration de l'esthétique sur le site minier et les zones environnantes (Zink, 2005). Cette méthode est importante du point de vue économique et environnemental mais elle reste très spécifique aux mines souterraines.

Concernant la mise en place des boues dans les décharges (sites d'enfouissement des déchets), Zink (2005) stipule que l'une des questions spécifiques est la séparation solide/liquide. En raison de sa faible teneur en matières solides, les boues de traitement du DMA nécessitent leur déshydratation et leur séchage avant le transport.

De ces pratiques d'entreposage, trois aspects essentiels liés à la gestion des boues de traitement de DMA ont été identifiés : la stabilité chimique, le stockage et le transport. Plus précisément, comme le mentionnent Zink et Griffith (2013), les problèmes sont la séparation solide/liquide des boues impliquant des infrastructures adaptées (filtration, décantation ou séchage) ; la manutention et l'entreposage des boues et l'instabilité chimique à long terme dans un environnement acide (pluies acides et contact avec des résidus acidogènes).

De toutes ces méthodes de gestion des boues, l'entreposage en bassin de rétention reste toujours l'approche la plus utilisée. De plus, les coûts très élevés sont les principaux obstacles liés à la gestion des boues. Une valorisation des boues dans le but de les réutiliser dans d'autres applications spécifiques pourrait être une option intéressante pour atténuer les coûts de gestion, mais aussi réduire l'impact environnemental.

2.4.2 Problèmes associés à la gestion des boues

La gestion des boues est une question préoccupante à cause du pompage des quantités grandissantes des eaux minières acides et leur traitement permanent. Les pratiques de gestion des boues sont généralement à court terme, n'assurant pas toujours une stabilité à long terme et leur efficacité reste discutable. Des données sur l'efficacité des méthodes de gestion sont peu documentées et difficiles d'accès. La recherche dans les pratiques de gestion des boues devra donc être poursuivie (Zink, 2005).

Dans cette optique, Zink et Griffith (2013) ont effectué un sondage dans plus de 100 sites miniers à travers le monde et ont recueilli des données sur les pratiques de traitement et de gestion des boues produites sur ces sites. Les données du sondage ont montré un classement de ces sites miniers selon le gisement exploité, comme suit : 46% des mines de métaux communs, 23% des métaux précieux, 7% de charbon, 5% de mines d'uranium et 19% de sites d'un autre type (mines de molybdène, d'antimoine, de diamant ou d'étain et des sites non miniers qui rencontrent une problématique liée au drainage des eaux acides). Ces auteurs ont indiqué que la majorité des sites sondés prévoient traiter les eaux minières en permanence. Le choix du type de traitement reste donc une approche déterminante pour des raisons environnementales mais aussi économiques. Selon ces auteurs, des bassins sont dans la plupart des cas utilisés pour la décantation et le stockage en permanence des boues. Ces sites ont une production annuelle de boues sèches variant entre 20 et 135 000 tonnes pour une moyenne de production de 9500 tonnes par année et par site. En termes de volume, le volume de boues générées peut être estimé à 2 à 70 fois la masse de boues sèches et les sites disposent en général d'une capacité de stockage d'une durée moyenne de 25 ans (Zink et Griffith, 2013).

Comme stipulé par Zink (2005), les principaux facteurs à considérer pour une stratégie de gestion des boues sont : la masse des boues produites, la capacité de déshydratation des boues, la siccité (ou la teneur en humidité), le volume des boues, la stabilité chimique et physique ainsi que la

composition des boues. De plus, l'aspect économique et la disponibilité des espaces de stockage qui sont des facteurs importants dans la gestion des boues déterminent habituellement la stratégie à adopter pour l'entreposage des boues (Zink, 2005).

Les coûts de gestion des boues sont généralement compris entre 5 et 20% des coûts de traitement des eaux (Zink et Griffith, 2013). Les coûts globaux varient de 0,02 à 42 M\$ pour une moyenne d'environ de 7,5 M\$ et le coût moyen de traitement des eaux de drainage minier est de 1,54 \$/m³ (Zink et Griffith, 2013).

Face à ces coûts de gestion exorbitants et la quantité de boues qui augmente d'année en année, les opérateurs miniers cherchent à mettre en œuvre des plans de gestion adaptés du point de vue technique, environnemental et économique.

Afin de réduire les coûts de stockage ainsi que de réduire l'impact environnemental, les opérateurs miniers optent pour d'autres alternatives au stockage et des méthodes de valorisation pour donner une seconde vie aux boues.

2.5 Approches de valorisation ou de réutilisation des boues

2.5.1 Généralités

Les boues, de par leurs caractéristiques, ont une capacité à maintenir un pH alcalin à neutre pendant des décennies, voire des siècles, en raison de l'excès d'alcalinité induite par la chaux résiduelle au sein de ces boues (Zink et al., 1997). Cette alcalinité devrait conférer une stabilité chimique aux boues et donc contrôler leur dissolution et la remobilisation des métaux au fil du temps tant que les conditions d'exposition ne sont pas acides. De plus, les composants comme le gypse, la calcite, et le ferrihydrite sont des minéraux qui sont souvent utilisés comme matière première dans la fabrication de matériaux de construction ou d'autres produits.

De par ses composantes et ses caractéristiques importantes, les boues peuvent constituer un matériau à valoriser pour des applications spécifiques. Il est connu que plus la surface spécifique d'un matériau est élevée, plus sa capacité de sorption est élevée. La surface spécifique des boues est une caractéristique importante dans leur réutilisation ; cette surface spécifique influence également la rétention des contaminants (Dempsey et Jeon, 2001 *in* Rakotonimaro et al., 2017).

Ainsi, pour valoriser et par la suite donner une seconde vie aux boues de DMA, plusieurs évaluations ont été entreprises pour réutiliser ces boues afin d'enlever des contaminants dans les eaux usées et les sols contaminés, pour séquestrer le dioxyde de carbone, comme matériaux de substitution dans la construction, et pour prévenir le DMA.

2.5.2 Réutilisation des boues pour immobiliser des contaminants des eaux usées

Dans cette section, nous aborderons seulement l'utilisation des boues de traitement du DMA pour enlever le phosphore contenu dans les eaux usées.

Plusieurs études sur l'enlèvement du phosphore (P) contenu dans les eaux usées ont été réalisées (Wei et al., 2008 ; Sibrell et al., 2009, 2010). Le phosphore est un contaminant très problématique pour les eaux usées en raison de sa capacité d'eutrophisation ; ce qui contribue à l'appauvrissement en oxygène et à la toxicité des milieux aquatiques (Smol, 2008, *in* Rakotonimaro et al., 2017 ; Sibrell et al., 2009). Selon Sibrell et al. (2009), les mécanismes d'enlèvement du phosphore comprennent une combinaison d'absorption d'oxyde de Fe ou d'Al et une précipitation de phosphate d'Al ou de Fe.

Wei et al. (2008) ont étudié le potentiel d'utilisation des boues de DMA pour enlever les contaminants des effluents secondaires des stations d'épuration municipales. L'adsorption du phosphore par la boue était liée à la température. Par conséquent, à température plus élevée, l'adsorption de P était meilleure (Wei et al., 2008). Les résultats de leurs études ont indiqué qu'il était très prometteur d'utiliser les boues de traitement de DMA pour immobiliser le phosphore des eaux usées et cette approche pourrait être très pertinente pour contrôler l'eutrophisation des eaux de surface. Les particules solides séchées des boues de DMA, composées principalement d'oxyhydroxydes de Fe et d'Al appelées également Féroxysorb, ont montré un enlèvement efficace de 60 à 90% du phosphore des eaux usées en moins de 5 minutes (Sibrell et al., 2009). Sibrell et al. (2010) ont étudié l'efficacité des boues provenant de quatre (4) sites pour enlever du P dans les eaux usées. Leurs résultats montrent que les boues pourraient bien être utilisées pour extraire le phosphore des eaux usées dans le but de diminuer les dépenses liées à la gestion des boues. L'adsorption du phosphore était liée à la composition des boues et les boues contenant une teneur en oxydes hydratés de Fe et d'Al présentaient une plus grande capacité d'adsorption (Sibrell et al., 2010).

Des divergences sur l'efficacité des boues à éliminer le P ont été notées surtout lorsqu'elle est liée leur pH. Certaines études ont montré que la valeur du pH de la boue n'a aucune influence sur l'efficacité d'enlèvement du P ; alors que d'autres ont montré une meilleure efficacité à pH plus élevé (Heal et al., 2004 ; Chitrakar et al., 2006 *in* Rakotonimaro et al., 2017).

L'efficacité des boues à traiter le phosphore des eaux usées a été prouvée ; mais la performance varie selon les caractéristiques et le type de traitement dont les boues sont issues (Sibrell et al., 2009). Par exemple, le prétraitement des eaux minières avec du peroxyde d'hydrogène produit des boues de granulométrie plus grossière avec une conductivité hydraulique plus adaptée pour traiter le phosphore ; alors que les boues non amendées qui sont de granulométrie fine avec une conductivité hydraulique faible étaient plus adaptées pour le traitement des eaux usées (Heal et al., 2004 *in* Rakotonimaro et al., 2017).

2.5.3 Réutilisation des boues pour la séquestration du dioxyde de carbone

Selon Zink (2005), le même mécanisme qui libère du CO₂ dans la production de la chaux pourrait être utilisé pour le séquestrer. La réaction du gaz CO₂ avec les boues de traitement de DMA riches en Fe produirait des carbonates de Ca, Mg et Fe solides tout en stabilisant les boues. Mais cette méthode qui se fait naturellement dans les bassins de sédimentation nécessite une optimisation.

L'avantage de la déposition des boues dans les bassins, pour la séquestration du CO₂, est leur potentiel à être utilisées comme agent de neutralisation parce qu'elles contiennent toujours de la chaux qui n'a pas encore réagi, réduisant ainsi l'acidité du bassin jusqu'à 30% pour stabiliser les boues elles-mêmes (Zink et Griffith, 2013). Selon les estimations de Zink (2005), 60 000 tonnes de CO₂ par année pourraient être séquestrées, ce qui améliorerait nettement la stabilité des boues.

Cependant, cette approche de réutilisation des boues pourrait présenter des limites, dans la mesure où la séquestration du gaz CO₂ est fortement influencée par la variation de la pression, de la température et de la disponibilité d'oxyde ou d'hydroxyde dans les boues (Merkel et al., 2005 *in* Rakotonimaro et al., 2017).

2.5.4 Réutilisation des boues pour stabiliser des sols contaminés

La réutilisation des boues comme stabilisant dans les sols contaminés est une approche récente de valorisation des boues (Ko et al., 2013, 2015 ; Tsang et al., 2013). Pour stabiliser l'arsenic (As)

contenu dans des sols contaminés, une quantité de boues de DMA comprise entre 0,5 et 10% (par rapport à la masse du sol contaminé) a été ajoutée à des sols (Ko et al., 2013, 2015 ; Tsang et al., 2013). Ainsi, une quantité de boues de 3 à 5% ajoutée au sol réduisait efficacement la lixiviation de l'arsenic contenu dans le sol (Ko et al., 2013, 2015). Par conséquent, 3% massique de boues est le pourcentage recommandé pour stabiliser l'arsenic (Ko et al., 2015). Cependant, un problème lié à cette méthode de décontamination a été dénoté ; il s'agit notamment de la présence simultanée de l'arsenic et de métaux lourds tels que le cuivre et le plomb. Selon Tsang et al. (2013), les boues de DMA peuvent stabiliser l'As mais pas le Cu lorsque les deux sont présents dans le sol. Ces auteurs ont recommandé la détermination de la spéciation des métaux avant d'opérer une stratégie de décontamination du sol.

2.5.5 Réutilisation des boues comme matériaux de substitution dans la construction

Cette approche de valorisation des boues permet de réduire l'extraction de matières premières dans la production de matériaux de construction. La composition inorganique des boues les rend utilisables dans la production de matériaux de construction notamment dans la fabrication de ciment (Levlin, 1998, *in* Zink, 2005 ; Simonyi et al., 1977 *in* Rakotonimaro et al., 2017). En effet, des boues de traitement de DMA pouvaient être ajoutées au ciment en quantité inférieure à 5% sans pour autant compromettre la résistance à la compression du béton (Simonyi et al., 1977 *in* Zink, 2005). Comme le stipule Zink (2006), puisque plusieurs des constituants des boues sont les mêmes que ceux utilisés dans la fabrication du ciment, l'utilisation des boues à ce niveau devient une option importante. Le gypse, la calcite, la silice, l'Al et le Fe sont les principales matières premières qui constituent le ciment. Le pourcentage d'aluminium élevé des boues provenant du traitement du DMA de certaines mines de charbon et d'or sont utiles pour produire un ciment alumineux (Lubarski et al., 1999 *in* Rakotonimaro et al., 2017).

L'utilisation d'un agent liant constitué de ciment, de chaux et de boues (après séchage et pulvérisation) dans le béton peut remplacer jusqu'à 30% du ciment Portland dans le mélange habituel (Tay et Show, 1991, *in* Rakotonimaro et al., 2017). Dans ce cas, le but recherché est que l'ajout de boues réduise le pourcentage du liant dans le béton. En effet, l'ajout de 5 à 20% de boues dans du béton a permis d'améliorer la résistance à la compression du béton (Zink et Griffith, 2006).

Comme approche de valorisation, l'utilisation des boues dans la fabrication de brique a été aussi étudiée. Les études ont montré que le pourcentage de boue, la température et le temps de cuisson sont des facteurs clés pour la fabrication de brique de bonne qualité. En effet, les briques qui durcissent sur une longue période à une température plus élevées avaient une plus grande résistance à la compression (Simonyi et al., 1977, *in* Rakotonimaro et al., 2017). Dans cette optique, Weng et al. (2003) ont étudié les conditions appropriées de l'utilisation des boues séchées comme substitut de l'argile dans la fabrication de briques. Un mélange avec une proportion en boues de 10% et une teneur en humidité optimale de 24% préparé à une température de cuisson comprise entre 880 et 960°C produit des briques de bonne qualité (Weng et al., 2003). Rouf et Hossain (2003) ont montré qu'avec un pourcentage de boues (contenant de l'As et de Fe) de 15 à 25 % en masse et une humidité optimale de 15 à 18% à une température de cuisson de 1000°C pendant 6 heures, des briques de bonne qualité pouvaient être fabriquées. De plus, ces briques présentaient une plus grande résistance à la compression par rapport aux briques d'argiles normales et la libération d'arsenic était moindre. Mais un pourcentage massique de boues inférieur à 6% était recommandé (Hassan et al., 2014, *in* Rakotonimaro et al., 2017). Des briques composées de plus de 4% de boues contenant de l'arsenic ne présentaient pas de bonne qualité et convenaient pas à la fabrication de mortier (Mahzuz et al., 2009, *in* Rakotonimaro et al., 2017). Par conséquent, selon Rakotonimaro et al. (2016) les boues contenant de l'arsenic ne sont pas appropriées pour la fabrication de briques mais les boues contenant à la fois de l'arsenic et du fer sont plus souhaitables. Des études supplémentaires restent donc requises pour une utilisation des boues contenant de l'arsenic à cause de la toxicité élevée de celui-ci.

Un « controlled low-strength material » (CLSM) est un matériau cimentaire qui, après durcissement, permet de stabiliser les tranchées des remblais avec des propriétés qui sont similaires aux caractéristiques des sols stabilisés (Gabr et Bowders, 2000). Selon Abdo et al. (2007), ces matériaux utilisent le principe des remblais hydrauliques avec un dosage de ciment très faible, résistent bien au gel et présentent une résistance moyenne en compression à 28 jours comprise entre 0,3 et 1 MPa. Leur stabilité et leur capacité portante sont essentiellement obtenues par l'évacuation d'une forte quantité d'eau dans les matériaux encaissants, par l'empilement optimal des granulates et par la prise et le durcissement du ciment. Au Canada, ces produits sont généralement utilisés dans les remblais sous chaussée et en assise de chaussée sous la couche de roulement dans les zones à faible trafic. Gabr et Bowders (2000) ont étudié les propriétés physiques et de résistance d'un

CLSM formé par la combinaison de boues de DMA et de cendres volantes pour réduire le pourcentage de ciment habituellement utilisé pour stabiliser les tranchées. Ces auteurs ont montré qu'un mélange composé de 10% de boues, 2,5% de ciment Portland et de 87,5% de cendres volantes présentaient de bonnes résistances à la compression et les propriétés physiques requises pour être utilisé comme CLSM pour stabiliser les tranchées après excavation.

L'utilisation de remblai en pâte est une pratique courante dans le secteur minier. Benzaazoua et al., (2006) ont étudié le potentiel d'utilisation de remblai minier en pâte en y incorporant des boues de traitement de DMA. L'objectif de leur étude était de développer et d'évaluer la performance de nouvelles techniques de remblai en pâte cimentée en incorporant diverses boues de traitement dans les mélanges de pâte classiques. Ils ont constaté que l'ajout de boues à faible pourcentage (entre 0,15 et 0,30%) a un effet négatif, notamment une perte de résistance, sur les matériaux à base de ciment Portland. Mais l'ajout de boues sur les liants à base de scories permettait d'atteindre des résistances plus élevées et un durcissement à long terme. De plus, les boues n'avaient pas d'impact négatif sur la lixivabilité des métaux contenus dans le remblai en pâte cimenté.

L'ajout d'une petite quantité de boues (entre 0,15 et 0,30% en masse totale de solides secs) au remblai en pâte cimenté permettait de stabiliser les contaminants dans la matrice de remblai sans réduire sa résistance mécanique (Benzaazoua et al., 2006).

2.5.6 Réutilisation des boues pour la prévention du DMA

L'utilisation des boues comme composante d'une barrière à l'oxygène d'une couverture avec effets de barrière capillaire pour prévenir le drainage minier acide lors de la restauration des sites miniers est l'une des dernières approches de valorisation des boues (Zink et al., 2010 ; Bouda et al., 2012 ; Demers et al., 2015a, b ; Mbonimpa et al., 2016 ; Demers et al., 2017).

Une couverture composée uniquement de boues n'est pas efficace à long terme pour réduire suffisamment la migration d'oxygène en raison de l'apparition de fentes de dessiccation qui constituent des chemins préférentiels de l'écoulement de l'eau vers les résidus, ce qui favorise l'oxydation des résidus (Zink et al., 2010). L'utilisation des boues nécessite une mobilité très réduite des métaux. Cependant, ce recouvrement n'aurait pas libéré suffisamment d'alcalinité pour atténuer le risque de remobilisation des métaux comme le Fe et le Zn (Zink et al., 2010). Selon Rakotonimaro et al. (2017), l'ajout d'une quantité d'eau ou d'un couvert végétal au-dessus des

boues pourrait être un moyen d'améliorer l'efficacité de cette technique, puisque selon Zink et Griffith (2013), la présence d'eau sur les boues peut réduire de 10% la mobilité des métaux.

Des scénarios de mélanges de 2% de boues et de 98% de rejets de concentrateurs comme système de couverture pour prévenir le DMA ont été testés mais les résultats n'ont pas été probants concernant la valorisation des boues à ce niveau (Zink et al., 2010).

Demers et al. (2015a, b) ont étudié le potentiel de valorisation des boues comme matrice mélangée à des résidus miniers pour prévenir le DMA. Ces études ont été faites à l'échelle de laboratoire et sur le terrain. Des tests de lixiviation en colonnes de laboratoire ont été effectués pour évaluer la performance de ces mélanges à contrôler le DMA produit par des résidus (Demers et al., 2015a). Afin d'étudier aussi plus en détails ces scénarios dans des conditions climatiques plus réalistes, des cellules expérimentales instrumentées de terrain ont été installées sur place pour évaluer la performance des mélanges à contrôler la production de DMA en conditions naturelles (Demers et al. 2015b). Un mélange composé de 25% de boues et de 75% de rejets de concentrateurs peut diminuer la migration de l'oxygène vers les résidus générateurs d'acide, mais qu'un mélange composé de boues et de stériles miniers réduisait temporairement l'oxydation des effluents miniers ainsi que la concentration en métaux (Demers et al., 2015b). De plus, Demers et al. (2015b) ont montré qu'un mélange composé de résidus, de 10% en masse de boues et de 2% en masse de ciment pourrait être un matériau qui réduirait l'oxydation des sulfures. Cependant, des études géotechniques et géochimiques ainsi que la stabilité à long terme des cellules expérimentales restent nécessaires pour la validation du potentiel de valorisation des boues à ce niveau (Demers et al., 2015b).

Une évaluation préliminaire du potentiel d'utilisation d'un mélange de sols et de boues avec une teneur en boues (ici : masse de boues humides /masse de sol humide) de 10 à 25%) pour constituer une couche de rétention d'eau d'une couverture à effet de barrière capillaire a été réalisée (Bouda et al., 2012 ; Mbonimpa et al., 2016). Ces auteurs ont démontré qu'un mélange de boues et de silt avec une teneur en boues de 25% présentait des propriétés hydrogéotechniques requises pour une barrière à l'oxygène d'une CEBC (une conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-5} cm/s et une pression d'entrée d'air de 30 kPa).

En perspective à cette étude préliminaire, Demers et al. (2017) ont ensuite investigué l'efficacité de ce mélange optimal de silt et de boues à constituer une barrière efficace de recouvrement de

résidus miniers générateur d'acide. Ces auteurs ont testé, au laboratoire (pendant 500 jours) et sur le terrain (pendant 4 ans), un mélange composé de 25% de boues et 75% de silt comme barrière à l'oxygène placée sur des résidus générateurs de DMA. Cette étude dont l'objectif consistait à surveiller les paramètres géochimiques (pH, conductivité électrique, teneur en métaux et en sulfates) et hydrogéologiques (teneur en eau, succion, débit des effluents) a montré que ce mélange reste une barrière efficace contre la migration de l'oxygène vers les résidus générateurs d'acide.

Selon Mbonimpa et al. (2016), le défi majeur d'une utilisation optimale et efficace des boues dans les mélanges sols-boues (MSBs) est la teneur en eau massique naturelle très élevée des boues décantées dans les bassins (entre 150% et 300% sur le site Mouska-Doyon-Westwood). Cependant, cette quantité de boues dans le mélange pourrait être augmentée si un moyen de réduction de la teneur en eau des boues est trouvé. Ces auteurs ont fourni des outils pour estimer l'augmentation de la quantité de boues dans les mélanges si la teneur en eau initiales des boues était réduite (équation 2.6).

$$M_b = \frac{\beta}{1+\beta} \frac{(1+w_m)D_{R-m}}{(1+e_m)} \rho_w HA \quad (2.6)$$

Cette équation permet d'estimer la masse de boues humides M_b qu'on pourra utiliser dans une couche de rétention d'eau d'une CEBC pour restaurer un site d'une superficie A et d'une épaisseur H avec un mélange de sols-boues ayant une teneur en boues β , une teneur en eau (w_m) et une densité relative (D_{R-m}) compacté jusqu'à un indice des vides e_m .

La teneur en eau (w_m), la densité relative (D_{R-m}) et l'indice des vides (e_m) du mélange sont respectivement calculés à l'aide des équations (équations 2.7, 2.8 et 2.9) suivantes :

$$w_m = \frac{w_{i-sol}(1+w_{i-boues}) + \beta w_{i-boues}(1+w_{i-sol})}{1+w_{i-boues} + \beta(1+w_{i-sol})} \quad (2.7)$$

où w_{i-sol} et $w_{i-boues}$ sont les teneurs en eau initiales du sol et de la boue.

$$D_{R-m} = \frac{D_{R-sol}D_{R-boues}[(1+w_{i-boues}) + \beta(1+w_{i-sol})]}{(1+w_{i-boues})D_{R-boues} + \beta(1+w_{i-sol})D_{R-sol}} \quad (2.8)$$

avec D_{R-sol} et $D_{R-boues}$ les densités relatives du sol et des boues.

$$e_m = \frac{w_m D_{R-m}}{S_r} \quad (2.9)$$

avec S_r le degré de saturation du mélange.

La figure 2-7 montre quantitativement l'augmentation de la masse de boues humides d'un mélange sols-boues si la teneur en eau initiale des boues est significativement réduite. Dans cet exemple, nous avons supposé une couche de rétention d'eau d'un hectare (10^4 m^2) de superficie avec une épaisseur d'un mètre constituée d'un mélange de sol-boues avec $\beta = 25\%$ et une teneur en eau initiale du sol de 12,5%. La teneur en eau, la densité relative et l'indice des vides du mélange sont obtenus selon les équations 2.7, 2.8 et 2.9. Dans ces conditions et avec un degré de saturation de 90%, si la teneur en eau des boues passait de 200% à 75%, la masse de boues utilisée pour cette couche passerait de 3716 tonnes à 3937 tonnes (figure 2-7), soit une augmentation de 6%.

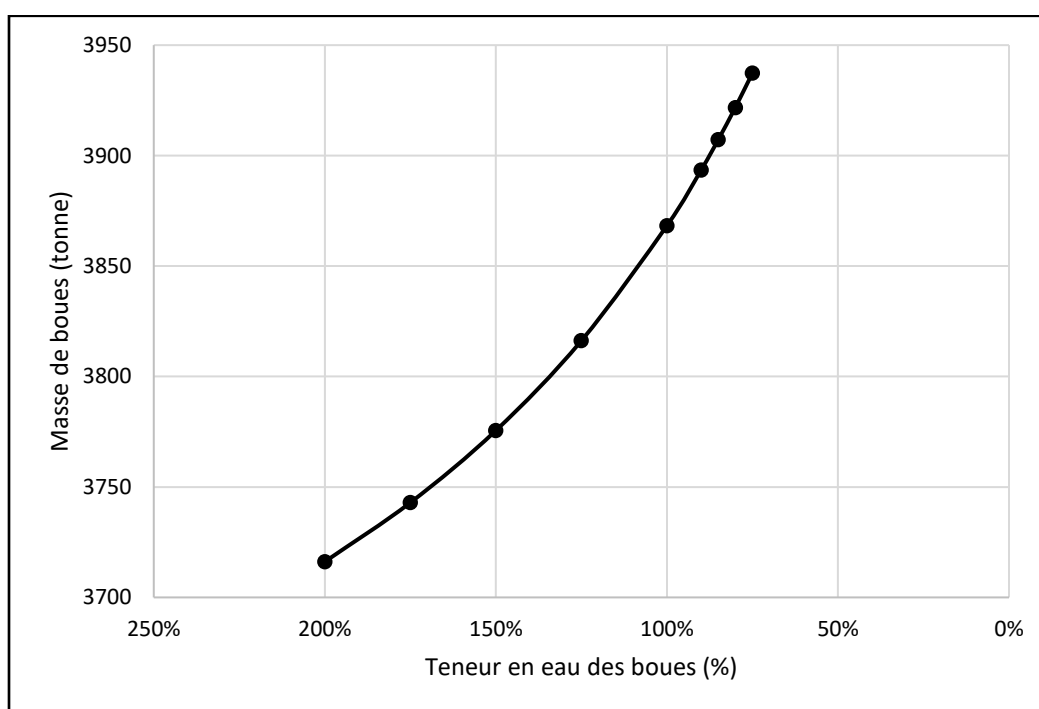


Figure 2-7: Variation de la masse de boues humides utilisées dans une couche de rétention d'eau d'une CEBC vs teneur en eau des boues pour $\beta = 25\%$

Cette augmentation de la quantité de boues dans les MSBs pour la restauration des sites miniers permettra d'une part, de vider, en partie, les bassins pour libérer un volume d'entreposage de boues (au lieu de créer de nouveaux espaces) et, d'autre part, de réduire considérablement la quantité de matériaux naturels d'emprunt requis pour la restauration des sites miniers. Dans cette optique, ces auteurs ont pu quantifier le volume que cette réutilisation des boues permettrait de libérer dans les

anciens bassins de sédimentation et qui pourrait servir au stockage de nouvelles boues (figure 2-8).

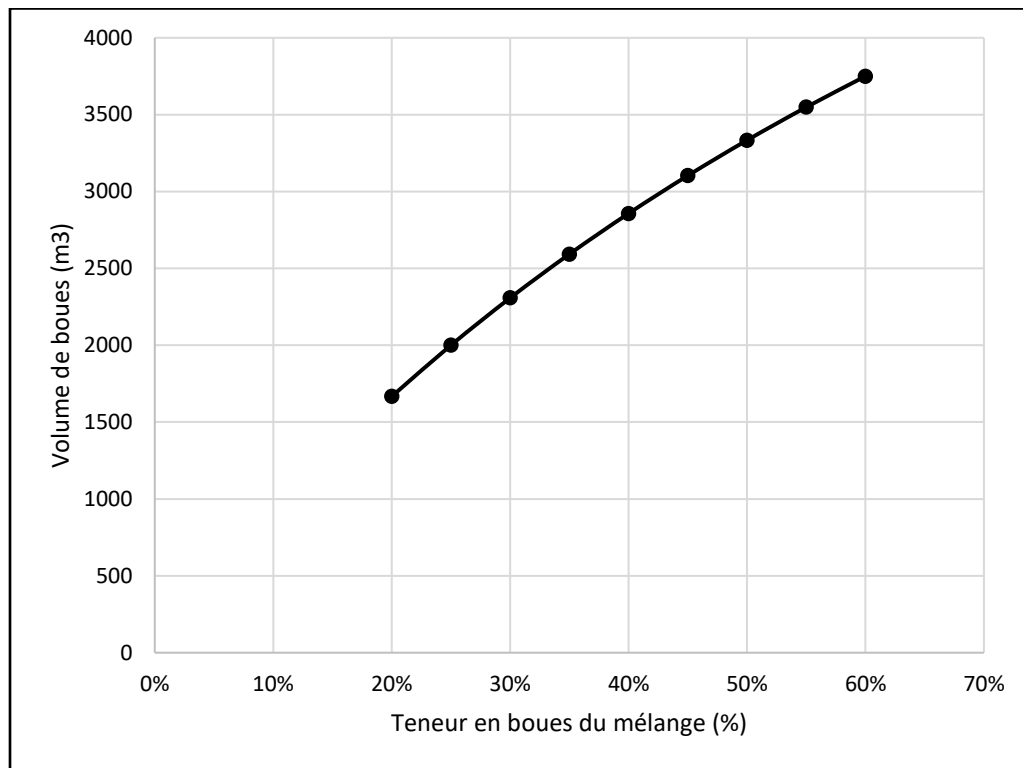


Figure 2-8: Volume de boues humides libéré d'un bassin de sédimentation en fonction de la teneur en boues du mélange

Cette figure 2-8 montre l'avantage au niveau des quantités de boues réutilisables si la teneur en boues dans le mélange est augmentée. Par exemple, pour le même cas supposé précédemment, si la teneur en boues du mélange sol-boues passait de 25% à 40%, le volume de boues utilisable passerait de 2000 m³ à 2857 m³; ce qui permettra de libérer de l'espace pour le stockage de nouvelles boues et de réduire leur impact environnemental.

Ces auteurs ont aussi proposé une équation permettant d'estimer la réduction de la quantité de matériaux d'emprunt (ou masse de sol préservé $M_{\text{sol-p}}$) que cette réutilisation des boues permettrait (équation 2.10).

$$M_{\text{sol-p}} = \left[\frac{(1 + w_{i-\text{sol}})D_{r-\text{sol}}}{(1 + e_{\text{sol}})} - \frac{(1 + w_m)D_{r-m}}{(1 + \beta)(1 + e_m)} \right] \rho_w HA \quad (2.10)$$

où e_{sol} est l'indice des vides du sol et ρ_w la masse volumique de l'eau. Les autres paramètres ont été définis précédemment (équation 2.6, 2.7, 2.8 et 2.9)

La figure 2-9 nous montre aussi l'avantage de l'augmentation de la teneur en boues dans le mélange sur la quantité de matériaux d'emprunt qu'on pourrait ne pas excaver par rapport à une couverture faite uniquement à base du sol seul.

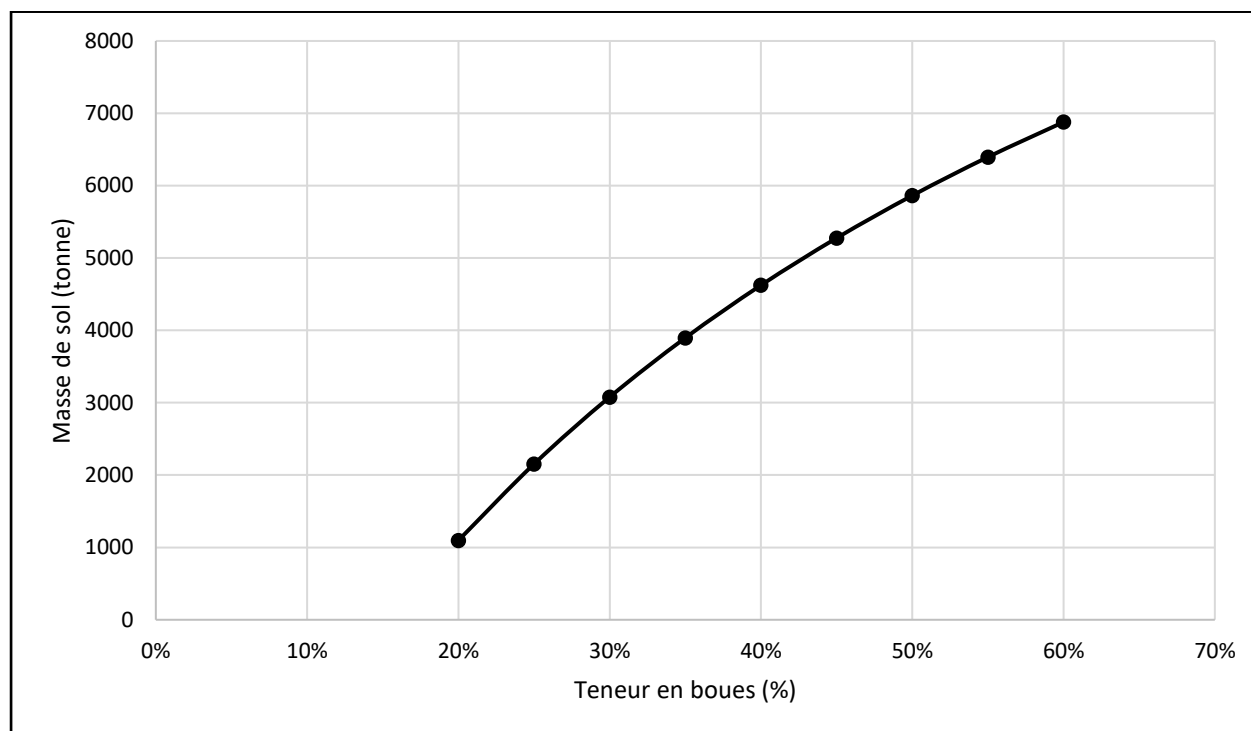


Figure 2-9: Masse de sol d'emprunt préservé en fonction de la teneur en boues du mélange

Pour toute chose étant égale par ailleurs, si la teneur en boues d'un mélange sol-boues, utilisé comme barrière à l'oxygène d'une CEBC, passe de 25% à 40%, la restauration d'un site d'une superficie d'un hectare et d'une épaisseur d'un mètre permettrait de préserver 2471 tonnes de sol à ne pas excaver et d'économiser sur les coûts de transport des matériaux puisque les boues sont généralement situées à proximité du site.

Cette étude réalisée par Mbonimpa et al. (2016) était néanmoins préliminaire car elle était basée uniquement sur un seul type de sol (silt) et sur un seul type de boues provenant du site Mouska-Doyon-Westwood. Cependant, dans une perspective de valider cette approche de valorisation des boues et de diversifier l'utilisation des mélanges sols-boues lors de la restauration des sites miniers, ces auteurs ont recommandé une répétition des procédures d'essais sur d'autres types de sols (notamment les matériaux granulaires) et de boues, des études supplémentaires (pour évaluer la possibilité de réduction de la teneur en eau des mélanges sols-boues) ainsi que l'étude de la stabilité chimique à long terme de ces mélanges de sols et de boues.

2.5.7 Autres approches de réutilisation des boues

Il est à noter que d'autres approches de valorisation ou de réutilisation des boues ont été également étudiées ; notamment comme substitut de poussière de roche pour contrôler les explosions lorsque les boues sont séchées par pulvérisation (Simonyi et al., 1977, *in* Zink et al., 2006), pour la production d'un agrégat léger à haute résistance (Tay et Show, 1997, *in* Rakotonimaro et al., 2017) et dans l'industrie céramique où les boues de DMA peuvent être utilisées comme pigment lorsqu'elles sont mélangées avec des oxydes purs (Marcello et al., 2008).

2.5.8 Récapitulatif

La gestion efficace des boues de traitement de DMA est une préoccupation majeure des opérateurs miniers vu l'augmentation permanente des quantités de boues libérées et l'exigence des réglementations sur la gestion des résidus miniers.

Les pratiques de gestion actuelles des boues restent toujours à court terme et ne traitent pas des problèmes de stabilité à long terme. L'entreposage des boues en bassin de rétention est la pratique la plus courante. Cependant, des approches de réutilisation ou de valorisation des boues sont devenues des thèmes d'actualité. Cette réutilisation des boues permettrait de libérer les bassins de stockage et ainsi réduire l'impact environnemental. La réutilisation des boues dans les remblais miniers et dans les recouvrements des sites miniers sont incontestablement très prometteuses pour les opérateurs miniers car elles sont considérées non seulement comme une méthode de valorisation mais aussi respectivement comme techniques de restauration de sites miniers.

La recherche sur les potentiels de réutilisation des boues doit être poursuivie afin de réduire les coûts liés à la gestion des boues. De ce fait, ces études doivent tenir compte de :

- la détermination des volumes de boues produites pour une meilleure gestion ;
- la caractérisation physique, chimique et minéralogique des boues pour ainsi disposer d'une base de données sur les boues ;
- l'évaluation de certains mécanismes d'enlèvement des contaminants des eaux usées ou des sols par les oxydes ou hydroxydes pour mieux appréhender les techniques de décontamination en utilisant diverses boues de traitement ;

- des solutions d'optimisation des boues selon l'approche de valorisation pour ainsi vider les bassins de stockage ; et
- d'un suivi de la stabilité chimique à long terme des méthodes de réutilisation.

2.6 Amélioration des propriétés des sols par le traitement à la chaux

Le traitement des sols à la chaux est une pratique qui date de plusieurs siècles comme en témoignent la Grande Muraille de Chine constituée essentiellement d'un mélange compacté d'argile et de chaux, ou encore les voies et habitations romaines construites à l'aide de chaux. Mais c'est pendant la seconde guerre mondiale que cette pratique s'est largement développée en construction notamment en technique routière dans l'intérêt de valoriser des matériaux locaux en améliorant leur comportement mécanique et leur maniabilité afin de les rendre aptes au terrassement. En effet, dans le domaine des routes comme dans le domaine de la construction, alors que les profils géométriques des projets imposent des mouvements de terres importants, les gisements naturels des matériaux adéquats, inégalement répartis, s'épuisent. Ainsi le traitement des sols en place à la chaux est une technique alternative permettant de limiter le transport de matériaux, de réduire la pollution et la consommation d'énergie liée aux transports mais aussi de valoriser les matériaux présents in-situ qui auraient été mis en décharge.

Le traitement à la chaux qui a pour objectif de rendre un sol, dont les caractéristiques ne seraient pas adéquates, apte à être utilisé pour une application spécifique consiste à incorporer de la chaux au sein du sol et de les mélanger afin d'obtenir un nouveau matériau homogène avec des propriétés nouvelles plus appropriées. De manière générale, la chaux est utilisée en géotechnique routière afin de réduire la teneur en eau de matériaux très humides ou d'améliorer certaines de leurs caractéristiques géotechniques comme la maniabilité, la résistance à la compression ou la portance.

2.6.1 Le traitement des sols à la chaux

2.6.1.1 Définition et objet

Le traitement des sols avec de la chaux est une technique qui consiste à incorporer, dans le sol, de la chaux avec éventuellement de l'eau et de les mélanger jusqu'à l'obtention d'un matériau plus ou moins homogène pour lui conférer de nouvelles propriétés. Contrairement aux méthodes de traitement mécanique, le traitement des sols à la chaux utilise les affinités chimiques du sol et de

la chaux. En effet les particules d'argiles, ayant des surfaces chargées négativement, attirent les cations présents dans l'eau, formant une couche d'eau liée autour de ces particules d'argiles (Little, 1995). Selon Milburn et Parsons (2004), cette quantité d'eau entourant les particules d'argiles est liée à la quantité d'eau disponible pour que la particule d'argile puisse absorber et relâcher. C'est ce changement d'humidité autour des particules d'argile qui provoque des pressions de dilatation et de gonflement dans les argiles confinées ; ce qui est à l'origine des problèmes d'instabilité des sols argileux.

L'objectif principal du traitement des sols à la chaux est de parer à ces instabilités et de valoriser des matériaux aux caractéristiques médiocres pour les utiliser dans des applications spécifiques. Plus développé dans le domaine routier, le traitement des sols à la chaux est généralement appliqué pour rendre utilisable un sol qui ne présente pas les caractéristiques requises pour servir sans préparation, à supporter une assise de plate-forme ou de chaussée. Ce traitement vise également à rendre le sol résistant vis-à-vis des aléas climatiques auxquels il peut être soumis.

Généralement, ce qui est recherché dans un traitement d'un sol à la chaux est un abaissement de sa teneur en eau, une diminution de sa sensibilité à l'eau et un accroissement de sa résistance et de sa stabilité. Mais l'adjonction de la chaux dans un sol peut aussi avoir des effets bénéfiques sur la capillarité, les changements volumétriques et la densité et sur la sensibilité aux effets du gel-dégel s'il est en présence d'eau.

2.6.1.2 Les avantages de la technique de traitement des sols

Le traitement des sols est une technique qui offre généralement des avantages de trois (3) types : techniques, économiques et environnementaux (Centre de recherche routière, CRR, 2009).

- Avantages techniques

Le traitement des sols à la chaux est une technique permettant aux sols en place d'avoir des propriétés nouvelles leur permettant d'avoir une facilité d'adaptation aux contraintes d'exploitation. Dans le domaine routier, en remblai et en couches de forme, il permet d'avoir une couche traitée homogène, durable et stable, ayant des caractéristiques mécaniques comparables à celles des matériaux habituellement utilisés comme une grave-ciment ou grave hydraulique.

- Avantages économiques

L'utilisation de la chaux pour le traitement des sols est un facteur d'économie important dans la mesure où, tout en permettant d'exécuter rapidement un chantier, elle permet de réduire au minimum les déblais, la mise en décharge, l'apport d'autres matériaux et le coût de leur transport.

- **Avantages environnementaux**

Le traitement des sols contribue à préserver l'environnement dans la mesure où la réutilisation des matériaux en place permet de réduire les zones de dépôts des matériaux mais aussi de limiter l'exploitation des gisements de granulats (carrières) qui sont des ressources naturelles non renouvelables. En limitant les quantités des matériaux à transporter et des matériaux à mettre en décharge, la technique du traitement des sols en place réduit par la même occasion la pollution et la consommation d'énergie liées au transport ainsi que de ses impacts indirects ; elle permet une réduction des gênes à l'usager et aux riverains et une réduction de la fatigue du réseau routier adjacent au chantier.

2.6.2 La chaux

2.6.2.1 Présentation

La chaux est l'un des liants les plus anciennement utilisés. Elle était utilisée comme liant dans la construction. La première utilisation de la chaux comme matériau de construction remonte à environ 4000 ans av J.C (Khay, 2012). Alors que les Romains l'additionnaient de pouzzolane pour produire un mortier qui, dans les constructions remarquables, dure encore, les Égyptiens l'utilisaient pour plâtrer les pyramides.

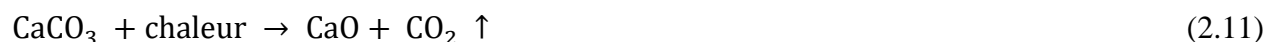
Les produits constitués principalement d'oxyde de calcium (CaO) ou d'hydroxyde de calcium (Ca(OH)_2) sont appelés chaux. Les chaux sont obtenues par calcination de roches de différents types. Selon la composition des roches à l'origine de sa fabrication, il existe plusieurs types de chaux. Pour simplifier, nous parlerons uniquement des chaux calciques qui sont, selon la littérature, les plus utilisées dans le traitement des sols.

Les chaux calciques (ou chaux aériennes ou chaux grasses) proviennent de la calcination de pierres calcaires très pures (carbonate de calcium CaCO_3).

2.6.2.2 Les différents types de chaux aérienne

Selon les besoins, la chaux aérienne peut exister sous trois (3) formes : chaux vive, chaux éteinte, lait de chaux. Chacune d'entre elles présente des interactions spécifiques avec les sols.

La chaux vive provient de la cuisson d'une roche calcaire à une température comprise entre 800 et 1000° C selon la réaction suivante :



La réaction étant réversible, la chaux vive ou oxyde de calcium CaO , étant le constituant majoritaire, peut, après hydratation selon l'humidité ambiante, se recarbonater lentement sous l'action du CO_2 atmosphérique avec formation d'une prise à l'air ; d'où l'appellation de « chaux aérienne » par opposition à « chaux hydraulique » obtenue par cuisson de calcaire argileux et dont les propriétés se rapprochent à celles des ciments (LCPC SETRA, 2000). La chaux vive est principalement constituée de CaO en générale à plus de 90%.

La chaux éteinte (ou hydratée) est majoritairement composée de Ca(OH)_2 . Elle est obtenue par hydratation ou extinction de la chaux vive selon la réaction fortement exothermique suivante :



Cette réaction d'hydratation est contrôlée par la quantité d'eau juste nécessaire à la réaction chimique (Barbe et al. ; 2002). Lorsque la quantité d'eau mise en jeu est juste nécessaire pour obtenir la réaction d'hydratation de la chaux, on obtient une poudre blanche. Et si la quantité d'eau est plus importante, on obtient une pâte blanche (hydrate).

Le lait de chaux est obtenu par mise en suspension de particules de Ca(OH)_2 dans l'eau. Le lait de chaux a généralement une concentration qui varie entre 300 et 400g de chaux éteinte par litre de lait (Centre de recherche routière, CRR, 2009). L'emploi du lait de chaux en traitement des sols présente l'avantage de supprimer la poussière et d'humidifier les sols secs tandis que la chaux vive permet au contraire de les dessécher.

Selon le code de bonne pratique du traitement des sols à la chaux et/ou aux liants hydrauliques (CRR; 2009), la chaux vive contient environ 30% de CaO disponible de plus que la chaux éteinte ou encore une tonne de chaux vive est équivalente à environ 1300 kg de chaux éteinte ; la chaux vive pèse entre 700 et 1100 kg/m³ tandis que la chaux éteinte ne pèse que 560 kg/m³.

Selon ces auteurs, toutes les chaux pulvérulentes qu'elles soient vives ou éteintes conviennent pour le traitement des sols ; mais si l'intérêt recherché est d'assécher le sol pour se rapprocher des conditions optimales d'utilisation, le choix s'orientera vers la chaux vive qui est mieux adaptée pour diminuer la teneur en eau d'un sol.

2.6.2.3 Caractéristiques des chaux aériennes

Les caractéristiques importantes des chaux aériennes vis-à-vis du traitement des sols sont :

- La teneur en chaux libre : elle est exprimée sous la forme de CaO . Le CaO peut être disponible, c'est-à-dire non combiné, sous forme de CaO pour la chaux vive et sous forme de Ca(OH)_2 pour la chaux éteinte ; il peut être combiné sous forme de carbonate, de silicate et d'aluminates (le CaO total constitue la somme du CaO libre et du CaO combiné). Pour le centre des recherches routières (Centre de recherche routière, CRR, 2009), le CaO sous forme combiné n'est pas réactif et ne présente pas d'avantages pour le traitement des sols.
- Finesse de mouture / granularité : La finesse de mouture qui est liée à la notion de surface spécifique conditionne l'homogénéité du mélange sol-chaux en garantissant l'hydratation complète de la chaux. La surface spécifique est d'autant plus grande que les grains sont plus petits, et donc que la finesse de mouture est grande.
- La réactivité : la réactivité d'une chaux, dont son application est limitée à la chaux vive, est évaluée par sa vitesse d'hydratation et le dégagement de chaleur provoqué par cette réaction chimique. La réactivité de la chaux vive est influencée par plusieurs facteurs dont le mode de cuisson de la pierre calcaire, sa pureté et la finesse de broyage. La réactivité de la chaux est déterminée par l'essai dit « de réactivité à l'eau ». Son principe consiste à suivre le dégagement de chaleur provenant de l'addition de 150 grammes de chaux vive à 600 grammes d'eau portée à une température de 20°C dans un récipient isotherme. Le temps mis par le mélange pour atteindre une température de 60°C est appelé t_{60} et est exprimé en minutes. Plus la chaux est réactive, plus ce temps est court.

2.6.3 Principes d'action de la chaux sur les sols argileux

2.6.3.1 Généralités sur les propriétés des sols argileux

L'argile se définit comme tout matériau naturel, de nature grasse, composé d'un ensemble de particules fines constituées essentiellement de minéraux disposés sous forme de feuillets. En génie civil, le terme argile désigne habituellement un sol argileux, c'est-à-dire un sol contenant une quantité de particules d'argile suffisante ou tout autre minéral capables de leur conférer cohésion et plasticité (Holtz et Kovacs, 1991). La plasticité étant l'aptitude d'un matériau à acquérir et conserver toute forme possible au façonnage. Les matériaux argileux présentent une plasticité en présence de teneurs en eau appropriées et durcissent par séchage. Les particules d'argile, comme toute fraction minérale d'un sol, résultent de l'ensemble des produits de l'altération physique et chimique d'une roche mère. Une matière argileuse naturelle renferme aussi des minéraux non argileux, dits accessoires, et/ou de la matières organiques (Pialy, 2009).

Les minéraux argileux sont, pour la plupart, des silicates d'aluminium, de magnésium ou de fer dont les atomes sont disposés de façon à former des figures géométriques régulières. Chaque minéral argileux est formé par l'empilement de cristaux microscopiques désignés sous le nom de feuillets grâce à leur apparence similaire à une feuille extrêmement mince. Ces feuillets sont eux-mêmes constitués d'unités cristallines appelées structures fondamentales. Celles-ci se juxtaposent dans un seul plan ; raison pour laquelle les feuillets ont une surface très grande par rapport à leur épaisseur. Les épaisseurs des feuillets et des structures fondamentales sont évaluées à environ 0,5 nm (5×10^{-7} mm).

Il n'existe que deux (2) structures fondamentales (figure 2-10) : la structure fondamentale tétraédrique et la structure fondamentale octaédrique. La structure fondamentale tétraédrique est formée de quatre atomes d'oxygène (O) qui constitue un tétraèdre avec en son centre un atome de silicium (Si). Chaque tétraèdre partage ses trois atomes d'oxygène avec les tétraèdres adjacents. Ces atomes d'oxygène ainsi partagés sont disposés en réseau hexagonal qui forme la base de la couche tétraédrique. La structure fondamentale octaédrique est formée d'une combinaison de six atomes d'oxygène (O) ou groupements hydroxyle (OH) placés aux sommets d'un octaèdre qui renferme un atome métallique d'aluminium (Al) ou de magnésium (Mg) ; chacun de ces deux atomes pouvant être remplacé par un atome métallique de fer (Fe), de titane (Ti), de nickel (Ni), de

chrome (Cr) ou de lithium (Li). Ces octaèdres étant reliés par des anions communs forment une couche plane. Lorsque les deux tiers des atomes métalliques sont constitués des atomes d'aluminium, la structure octaédrique portera le nom de couche di-octaédrique de gibbsite et si ce sont pour la plupart des atomes de magnésium, on parlera alors de couche tri-octaédrique de brucite (El hachmi, 2013).

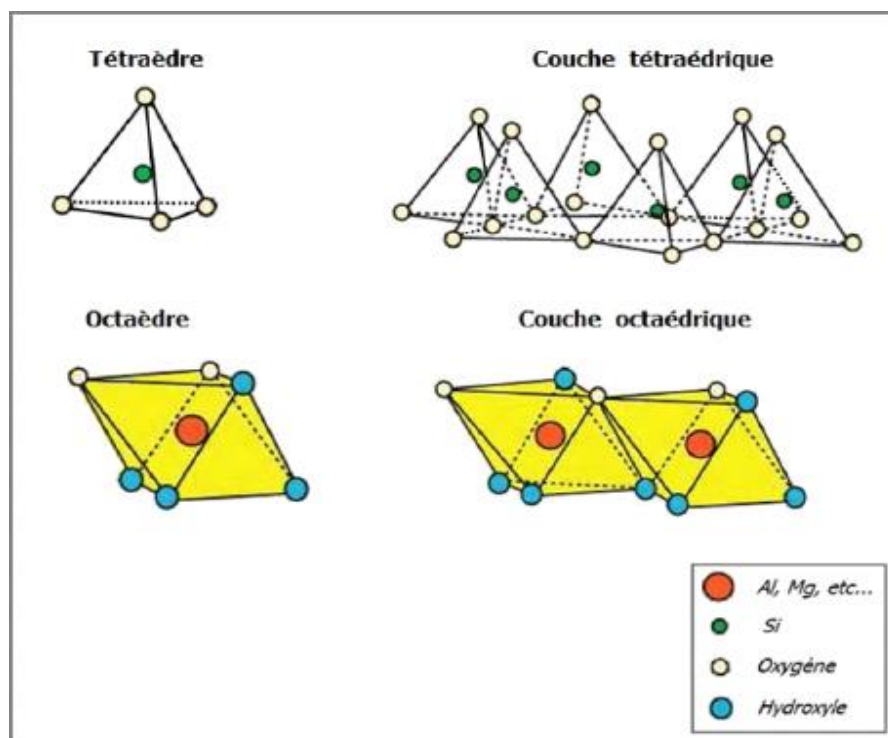


Figure 2-10: Représentation des tétraèdres et des octaèdres (El hachmi, 2013)

Tous les minéraux argileux sont constitués d'une association de feuillets tétraédriques (T) et octaédriques (O) reliés par des atomes d'oxygène. Structuellement, les minéraux argileux sont constitués d'un agencement de tétraèdres siliciques (SiO_4^{4-}) et /ou éventuellement AlO_4^{5-} et d'octaèdres aluminiques et/ou magnésiques (Pialy, 2009). L'ordre dans lequel les feuillets sont empilés et les liens existants entre eux et les divers atomes, métalliques ou non, qu'on trouve à l'intérieur des structures fondamentales déterminent les différents types de minéraux argileux (Robitaille et Tremblay, 2007).

Lors de la formation de minéraux argileux, l'insertion des atomes dans les structures fondamentales peut se faire par substitution. Des substitutions isomorphes sont possibles au niveau des couches tétraédriques et octaédriques du fait que la plupart des atomes ont approximativement la même

taille et que les structures fondamentales conservent la même forme. Dans les structures tétraédriques, un atome d'aluminium peut substituer l'atome de silicium. De même, dans les structures octaédriques, les atomes d'aluminium peuvent être partiellement remplacés par des atomes de magnésium ou de fer.

Habituellement, les substitutions se font avec des atomes métalliques portant des charges électriques différentes (Robitaille et Tremblay, 2007). De telles substitutions créent des déficits de charges positives compensées par la présence de cations (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} ...), hydratés ou non, dans l'espace interfoliaire (Maubec, 2010). Ces substitutions provoquent par conséquent un déséquilibre électrique dans les structures fondamentales, favorisant ainsi l'apparition de charges électriques négatives à la surface des minéraux argileux. Ces charges sont en grande partie responsables de l'activité électrique des argiles plus connue sous le nom d'activité électrochimique en raison de ses origines chimiques. Cette activité électrochimique de la surface des argiles se manifeste par l'attraction que l'argile exerce sur d'autres particules chargées positivement ou négativement. Les surfaces ainsi chargées recherchent une stabilité électrique ; attirent donc fortement les molécules dipolaires comme l'eau et les ions positifs (cations) contenus dans l'eau des sols. Plus la surface spécifique des particules argileuses est grande, plus le nombre de substitution est important ; il y'a donc plus de charges électriques disponibles et l'activité électrochimique des minéraux argileux est d'autant plus élevée (Robitaille et Tremblay, 2007).

Les sols argileux sont généralement plastiques et cohérents (Holtz et Kovacs 1991). La cohésion, encore appelée « forces de cohésion », est l'ensemble des forces d'attraction qui unissent les particules d'argile en leur conférant une certaine résistance au cisaillement tout un long d'un plan de rupture, même si aucune charge n'est appliquée. Cette cohésion est liée à la présence de charges électriques à la surface des particules d'argile. Ces charges électriques engendrent des forces d'attraction entre les particules par l'intermédiaire des impuretés contenues dans l'eau qui sature généralement les sols cohérents.

En mécanique des sols, il est admis que les argiles ont des propriétés mécaniques et chimiques qui leur sont propres. Du fait de leur grande activité électrochimique, une faible quantité d'un minéral argileux dans un sol peut modifier ses propriétés et son comportement mécanique. En effet, dans un sol contenant plus de 50% d'argiles, la présence de particules de silt ou de sable flottent dans

une matrice argileuse où leur présence n'a aucun effet sur le comportement global du mélange (Holtz et Kovacs, 1991).

2.6.3.2 Réactions sols-chaux

L'insertion des atomes dans les structures fondamentales, qui peut se faire par substitution lors de la formation de minéraux argileux, fait que de telles substitutions créent des déficits de charges positives compensées par la présence de certains cations (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} ...). Les cations monovalents tels que le sodium et le potassium se retrouvent généralement dans les sols argileux expansifs et il est normalement souhaitable que ces cations soient échangés avec des cations de valences supérieures telles que le calcium que l'on retrouve dans la chaux, les cendres volantes et le ciment Portland (Parson et Milburn, 2003). Une fois la chaux adjointe au sol, le processus d'échange des ions s'effectue assez rapidement et il en résulte, une amélioration de la capacité de support du sol, une réduction de la plasticité, une augmentation de la résistance au cisaillement et une amélioration de la texture du matériau cohérent à plus granulaire (Little ; 1995). Bell (1996) a établi que les minéraux argileux expansifs comme la montmorillonite présentent une forte capacité d'échange cationique tandis que les minéraux argileux non expansifs comme la kaolinite ont une capacité d'échange cationique relativement faible.

En plus de l'échange cationique, des réactions se produisent entre la silice et une certaine alumine des réseaux de minéraux d'argile, plus particulièrement au bord des particules d'argiles. Autrement dit, l'environnement hautement alcalin apporté par l'ajout de la chaux donne lieu à des solutions lentes d'alumino-silicates qui sont précipitées sous forme de produits de réaction cimentés hydratés (Diamond et Kinter, 1966; in Bell, 1996). Ces réactions entre le sol et la chaux se produisent non seulement avec les phyllosilicates mais aussi avec des minéraux inertes comme le quartz et même le feldspath (Besner et Flon, 1987). Ces réactions qui conduisent à l'amélioration de certaines propriétés du sol dépendent de nombreux facteurs interreliés tels que la nature du sol, la nature de la fraction argileuse, la granulométrie, le pH, la température, la teneur en eau, les limites d'Atterberg, etc.

Il est largement établi dans la littérature que l'apparition de nouvelles phases (silicates de calcium hydratés CSH, aluminates de calcium hydratés CAH, alumino-silicates de calcium hydratés CASH) est responsable de l'augmentation de la résistance des sols à la suite de l'ajout de la chaux. La chaux, qui est une base forte, élève le pH du sol. Ce fort pH favorise l'attaque des constituants du

sol (silice et alumine). Ces produits en solution réagissent avec le calcium du sol pour produire des aluminates et des silicates de calcium hydratés, ainsi que des alumino-silicates de calcium hydratés qui jouent le rôle de liant en se cristallisant entre les grains du sol.

L'incorporation de la chaux dans un sol provoque des actions dites « à court terme » qui se produisent dès l'instant où le mélange sol-chaux est constitué ; et des actions dites « à long terme » qui se poursuivent sur des mois et même des années après la mise en œuvre du sol traité.

2.6.3.3 Actions à court terme

Les réactions à court terme entre les minéraux argileux du sol et la chaux sont rapides et ont eu lieu quelques heures après le mélange de la chaux avec le sol (Prusinski et Bhattacharja, 1999). Les effets à court terme de l'action de la chaux sur les sols se manifestent par un processus de floculation/agglomération et un changement de l'état hydrique du sol et de sa fraction argileuse qui auront pour conséquence une modification de la texture du sol. La floculation se manifeste, du point de vue physico-chimique, par une attraction des particules du sol qui aboutira par une formation de floccs. L'agglomération forme des faibles liaisons aux interfaces de surface de bord des particules d'argiles en raison des dépôts de matière cimentaire à l'interface des particules d'argile (Daita et al., 2005).

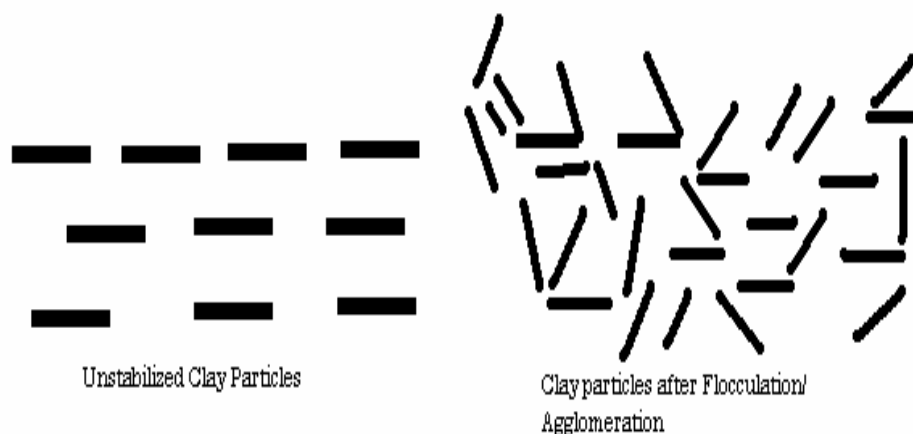


Figure 2-11 : Particules d'argiles avant et après floculation et agglomération (Daita et al., 2005)

C'est ce processus de floculation qui est principalement responsable des modifications des propriétés d'ingénierie des sols argileux lorsqu'ils sont traités avec de la chaux (Sherwood, 1993, in Bell, 1996). Osula (1996) a étudié l'effet de l'ajout de la chaux sur la granulométrie d'un sol

latéritique, après 1, 2 et 3 heures de cure de traitement, et a montré que, dès les premières heures du traitement, on observe une diminution importante des particules inférieures à 2 μm . Il paraît aussi que pour des temps de cure plus longs, la diminution des particules inférieures à 2 μm est plus importante (figure 2.12). Ces résultats viennent donc confirmer la floculation des particules du sol à la suite de l'ajout de la chaux.

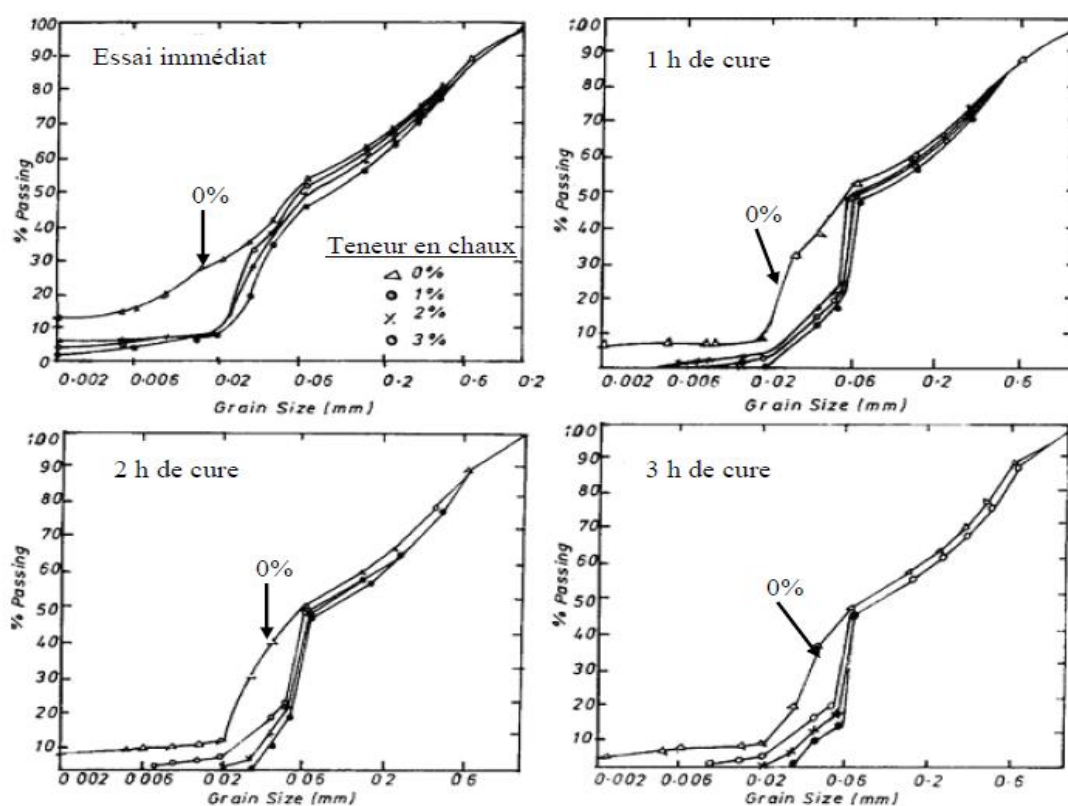


Figure 2-12 : Effet de la modification des particules d'argiles en fonction de la teneur chaux (en poids humide du sol) et du temps de cure (Osula, 1996)

La chaux a aussi un effet de modification de l'état hydrique du sol. Cette modification dépend de la forme de la chaux (vive, éteinte ou lait de chaux) introduite mais aussi de sa quantité. En effet la chaux vive et la chaux éteinte abaissent la teneur en eau du sol alors que le lait de chaux permettra une élévation de sa teneur en eau. L'abaissement de la teneur en eau du sol est possible grâce à l'action combinée de l'hydratation de la chaux vive, de la vaporisation d'une certaine quantité d'eau et de l'apport de matière sèche.

Le caractère exothermique et la consommation d'eau nécessaire à la réaction d'hydratation (voir l'équation 2.12), en partie, sont responsables de la diminution de la teneur en eau du sol. Dans la pratique il est estimé que l'incorporation de 1% de chaux entraîne une diminution d'environ de 1% de la teneur en eau (Maubec, 2010). La vaporisation est produite par la chaleur dégagée par l'hydratation de la chaux. C'est cette vaporisation d'une certaine quantité d'eau qui participe aussi à la diminution de la teneur en eau initiale du sol de même que l'aération provoquée par le malaxage. L'apport de matière sèche participe aussi à diminuer la teneur en eau du sol en réduisant le rapport poids de l'eau / poids de solides. Selon les conditions atmosphériques, l'abaissement de la teneur par l'évaporation peut être supérieur à celui provoqué par la chaux seule.

Il faut noter que la réduction de la teneur en eau par l'adjonction de la chaux au sol est beaucoup plus importante avec la chaux vive qu'avec la chaux éteinte. Avec la chaux vive tous les trois phénomènes précités participent de manière significative à réduire la teneur en eau initiale du sol alors qu'avec la chaux éteinte l'abaissement de la teneur en eau est dû uniquement à l'apport de matériaux secs. Donc, selon le LCPC, SETRA (2000) l'abaissement de la teneur en eau dû à l'apport de chaux éteinte au sol n'est plus que de l'ordre de 0,3% pour 1% de chaux incorporée. Cependant, l'ajout du lait de chaux au sol produit à l'inverse une hausse de la teneur en eau qui dépend souvent de la concentration et de la quantité de lait de chaux introduit.

L'ajout de la chaux dans un sol argileux, en développant une agglomération des particules fines argileuses en éléments plus grossiers et friables (la floculation), a des incidences sur d'autres caractéristiques du sol telles que la plasticité, le compactage etc. La modification des propriétés du sol à la suite de l'ajout de la chaux seront développées plus en détail dans les parties suivantes.

2.6.3.4 Actions à long terme

Les actions à long terme concernent principalement les actions pouzzolaniques qui sont un phénomène de cristallisation de la fraction argileuse du sol après sa mise en contact avec la chaux. Cette action pouzzolanique se produit entre la chaux et les minéraux argileux présents dans le sol lorsque leur proportion est assez significative. Le principe de l'action pouzzolanique repose sur la possibilité, en milieu alcalin, de la mise en solution de la silice, de l'alumine, des oxydes de fer présents dans les minéraux argileux sous forme cristallisée. La chaux en tant que base forte, en élevant le pH du sol, provoque l'attaque des constituants du sol argileux (alumine et silice). Les réactions pouzzolaniques se manifestent ainsi par la formation des phases telles que des aluminates

et des silicates de calcium hydratés qui, en se cristallisant jouent le rôle de liant entre les grains du sol. Ainsi, pendant cette réaction, le mélange chaux-sol argileux forme des agents de cimentation qui augmentent la résistance ainsi que la durabilité du mélange (Légère, 2001). La cohésion entre les particules argileuses est augmentée ; ce qui confère au matériau de meilleures propriétés mécaniques. L'intensité et la vitesse de ces réactions pouzzolaniques dépendent grandement de la température et évoluent dans le temps mais aussi d'autres caractéristiques telles que le pH, la teneur en matières organiques, la quantité et la nature de la fraction argileuse, la teneur en eau et le dosage en chaux maximal influencent les réactions pouzzolaniques. En effet des études ont montré que les phases formées lors des réactions pouzzolaniques n'apparaissent pas si la quantité de chaux ajoutée initialement n'est pas suffisante (Little, 1995 ; Locat et al., 1996). Selon ces auteurs, la quantité de chaux à introduire dans le mélange doit être supérieure à une valeur seuil qu'on appelle « point de fixation de la chaux » (PFC). Cette valeur correspond à la quantité minimale de chaux qu'il faut introduire dans le sol pour assurer complètement l'échange cationique. Autrement dit, cela correspond à la saturation des minéraux argileux en calcium. Selon ces auteurs si la quantité de chaux est inférieure au PFC, seuls les mécanismes d'échange cationique peuvent intervenir. Et au-delà du seuil, une partie de la chaux sera utilisée pour satisfaire à l'échange cationique et l'autre partie assurera le développement des réactions pouzzolaniques (Maubec, 2010).

2.6.4 Propriétés des sols traités

L'adjonction à un sol argileux de quelques pourcentages de chaux provoque des changements rapides dans certaines propriétés physiques du sol. Ainsi, avec l'addition de la chaux ce dernier passe d'un état plastique à un état friable, sa manipulation devient aisée, sa sensibilité à l'eau diminue de manière appréciable, sa compactabilité s'améliore et sa résistance au cisaillement ou sa stabilité s'accroît. L'adjonction de la chaux à un sol a également des effets bénéfiques sur d'autres propriétés géotechniques du sol notamment sa perméabilité, les changements volumétriques, la gélivité, etc.

Le but de cette partie est de présenter une littérature sur l'amélioration de différentes propriétés géotechniques des sols argileux à la suite d'une addition de la chaux.

2.6.4.1 Diminution de l'indice de plasticité

L'incorporation de la chaux sur un sol argileux, en développant une agglomération des fines particules argileuses en éléments plus grossiers, a des incidences sur la plasticité du matériau. Les échanges ioniques qui auront lieu entre la chaux et les particules argileuses, en particulier le remplacement dans le sol des ions sodium et potassium par des ions calcium et magnésium apportés par l'agent de traitement, entraîneront une réduction de l'indice de plasticité I_p (ou PI) du sol et une modification structurale du sol le rendant plus granuleux et sec grâce à la floculation des particules d'argile (Szymkiewicz, 2011, Bourokba Mrabent et al., 2017). Selon LCPC-SETRA (2000), cette floculation se traduit géotechniquement par une élévation importante de la limite de plasticité w_p (ou PL) du sol et concomitamment par une modification non significative de sa limite de liquidité w_l (ou LL) et donc une réduction de l'indice de plasticité du sol (figures 2-13 et 2-14).

Par exemple, sur la figure 2.14, le sol a initialement une limite de liquidité d'environ 49% et une limite de plasticité d'environ 21%. L'ajout de 8% de chaux au sol fait baisser sa limite de liquidité à 41% et augmente sa limite de plasticité à 29%. Donc, l'indice de plasticité, correspondant à la différence entre la limite de liquidité et la limite de plasticité, diminue significativement en passant de 28% à 12% (figure 2.14).

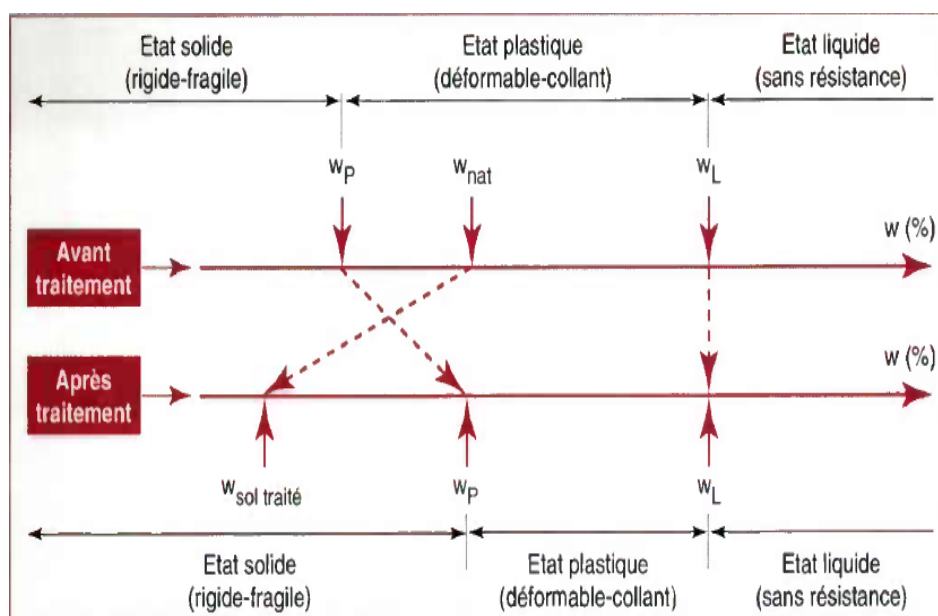


Figure 2-13 : Modification immédiate du comportement d'un sol argileux humide provoquée par l'ajout de chaux vive (LCPC-SETRA, 2000)

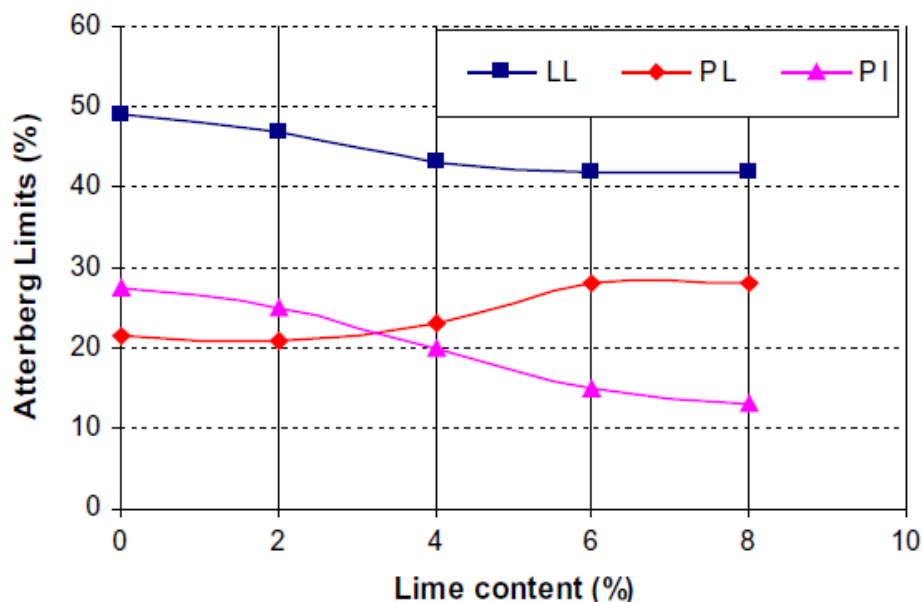


Figure 2-14 : Limites d'Atterberg d'un sol argileux humide traité à la chaux (Bourokba Mrabent et al., 2017)

En effet, par suite de l'ajout de la chaux vive, un sol argileux initialement humide passe, à court terme, d'un état plastique à un état solide et perd partiellement sa sensibilité à l'eau. On admet qu'un sol argileux peut être facilement mis en œuvre lorsque sa teneur en eau est inférieure ou égale à sa limite de plasticité. Donc, pour un sol argileux ayant une certaine teneur en eau initiale, l'ajout d'un certain pourcentage de chaux en augmentant sa limite de plasticité le rend également utilisable jusqu'à des teneurs en eau beaucoup plus élevées que sa teneur en eau initiale.

De très petites quantités de chaux suffisent pour provoquer un changement de plasticité du sol argileux et généralement la quantité nécessaire varie de 1 à 3 % selon la quantité et le type de minéral argileux présent dans le sol (Bell, 1996).

2.6.4.2 Modification des caractéristiques de compactage du sol

Une diminution de la densité sèche maximale et une augmentation de la teneur en eau optimale sont souvent observées suite à l'addition de la chaux sur un sol argileux (figure 2-15). Cette tendance s'observe quelle que soit l'énergie de compactage appliquée au sol et est beaucoup plus marquée quand le sol devient plus argileux. On voit sur cette figure que la teneur en eau optimale

passé de 20% à 27% et la densité sèche maximale de 1,66 g/cm³ à 1,48 g/cm³ lorsque la teneur en chaux dans le sol varie de 0 à 6%.

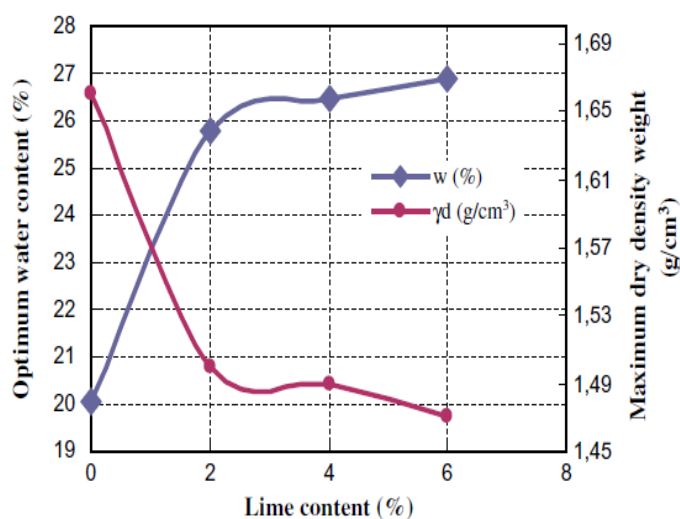


Figure 2-15 : Variation de la densité sèche maximale et de la teneur en eau optimale en fonction de la teneur en chaux (Bourokba Mrabent et al., 2017)

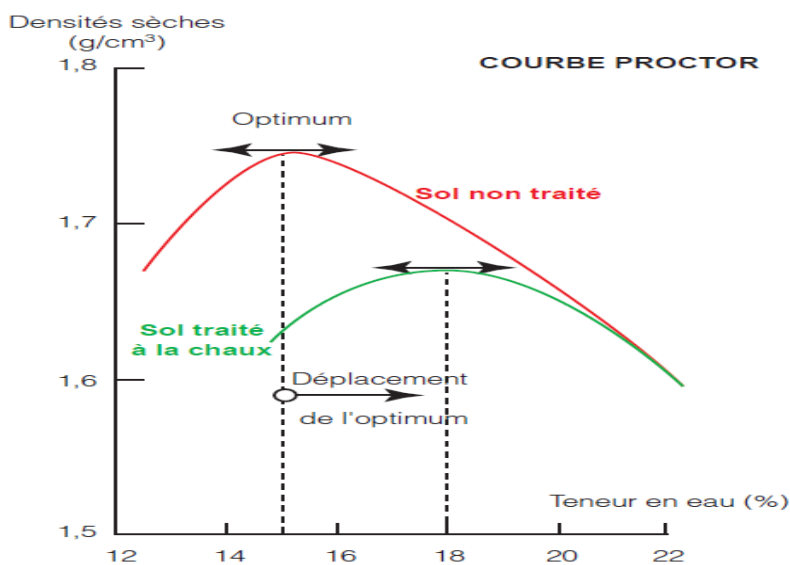


Figure 2-16 : Influence du traitement à la chaux sur les caractéristiques de compactage d'un sol (Centre d'information sur le ciment et ses applications, 2004)

Ainsi le traitement à la chaux qui a tendance à aplatir la courbe Proctor assure qu'une certaine proportion de densité sèche pourra être obtenue sur une gamme plus large de teneurs en eau du sol (figure 2-16). La teneur en eau optimale qui tend à se déplacer vers des valeurs plus élevées permettra de compacter, de manière satisfaisante, les sols plus humides que les conditions d'origines.

2.6.4.3 Action de la chaux sur la conductivité hydraulique saturée du sol

La conductivité d'un sol décrit la capacité d'un sol à conduire l'eau et représente l'une des propriétés des sols les plus importantes à déterminer lors de la conception d'ouvrage en ingénierie.

L'addition de la chaux peut avoir des effets bénéfiques sur la conductivité hydraulique d'un sol traité. Avec un faible pourcentage de chaux, la conductivité hydraulique saturée k_{sat} du sol traité se trouve être plus élevée que celle du sol non traité. Mais elle diminue au fur et à mesure que le pourcentage de chaux augmente. Selon Besner et Flon (1987), si on arrose le sol avant murissement, la conductivité peut considérablement décroître. Cette diminution de la conductivité est due à la formation de minéraux cimentaires qui réduisent l'écoulement. Locat et al. (1996) ont effectué une série d'essai au laboratoire sur une argile inorganique afin de prédire le comportement hydraulique de ce matériau qui a été mélangé avec différents pourcentages de chaux (0 à 10%) et à des teneurs en eau variables (122-650%). Ces auteurs ont montré que l'addition de la chaux influence la conductivité hydraulique suite à la floculation et à la formation de minéraux secondaires. Ils affirment que lorsque seule la floculation se produit, il s'en suit une augmentation de la conductivité hydraulique. Et lorsque la quantité de chaux ajouté devient suffisante, des minéraux secondaires vont se former ; ce qui produira des changements majeurs dans le réseau des micropores du sol et entraînera une diminution de la conductivité hydraulique k_{sat} jusqu'au plus un ordre de grandeur.

La figure 2-17 présente des résultats des conductivités hydrauliques pour différents indices des vides du sol traité avec des teneurs en chaux de 0 à 10%. On voit sur cette figure que, pour un même indice des vides, la conductivité hydraulique k_{sat} est liée à la quantité de chaux introduite dans le sol. L'évolution de la conductivité hydraulique k_{sat} indique une augmentation pour 1 et 2 % de chaux, avec peu de changement à 3,5%. Une réduction significative de la conductivité est observée pour les teneurs en chaux de 5 et 10%. Par exemple, l'ajout de 1% à 2% de chaux au sol avec un indice des vides e maintenu à 2, augmente la conductivité hydraulique (de 7×10^{-10} m/s à

10^{-9} m/s). Par la suite, k_{sat} va diminuer avec l'augmentation graduelle du pourcentage de chaux. La conductivité hydraulique passe pour une teneur en chaux variant de 0 à 2% avant de diminuer jusqu'à 7×10^{-10} m/s avec 10% de chaux ajouté (figure 2-17).

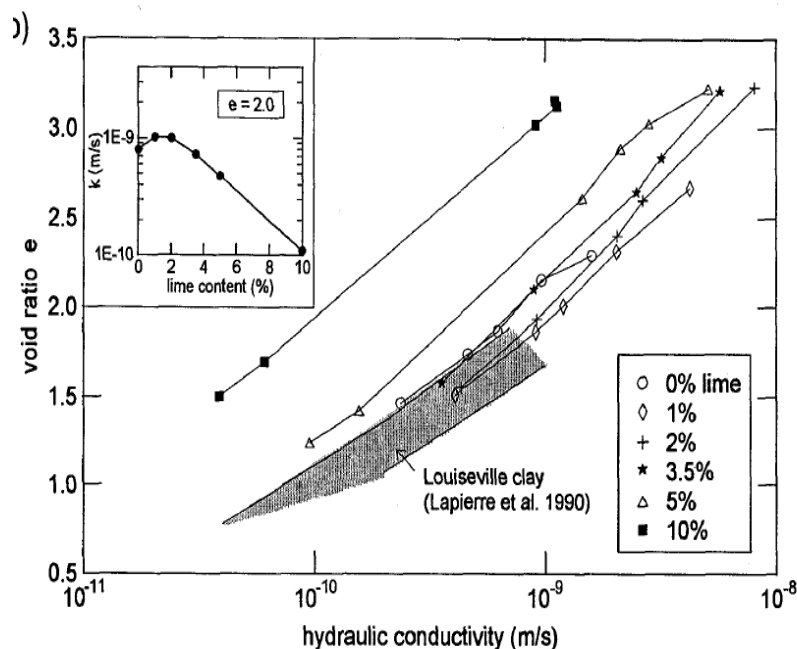


Figure 2-17 : Conductivité hydraulique en fonction de la teneur en chaux (Locat et al., 1996)

2.6.4.4 Action de la chaux sur la courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau (CRE) définit la relation entre la teneur en eau volumique, ou massique, ou le degré de saturation, et la succion matricielle en condition d'équilibre hydrostatique. Compte tenu de son importance dans le contexte de la mécanique des sols non saturés, la CRE a fait l'objet de plusieurs études approfondies et il a été établi qu'un certain nombre de facteurs peuvent affecter la CRE d'un sol. Ces facteurs comprennent la structure du sol, l'historique et l'état des contraintes, la teneur en eau initiale et l'indice des vides des sols compactés ainsi que le changement de volume par gonflement, rétrécissement, chargement ou déchargement (Zhang, 2017). Il est clair que l'ajout de la chaux dans un sol en modifiant la structure du sol, grâce à une floculation et une agglomération des particules, passant de friable à grossière aura clairement une influence sur la CRE d'un sol. En effet, Romero et al. (2011) affirment que le traitement des sols à la chaux induit des changements dus aux réactions chimiques qui peuvent affecter la minéralogie

et la structure du sol traité. Par conséquent, la modification de ces deux facteurs affecte aussi la courbe de rétention d'eau du sol.

Russo (2005) a utilisé une plaque de pression pour étudier la courbe de rétention d'eau d'un sol silteux alluvial traité avec de la chaux vive. Tedesco et Russo (2008) ayant travaillé sur le même sol ont choisi d'étudier l'effet du temps de cure sur la courbe de rétention d'eau et ont relié les variations de CRE aux études de porosimétrie par intrusion de mercure (PIM). En outre, Khattab et Al-Taie (2006) ont étudié l'effet de la chaux sur trois sols expansifs provenant de la ville de Mossoul (Irak) avec des plages de pression variant de 50 à 300000 kPa en utilisant la méthode osmotique. Les échantillons des sols étudiés dans ces trois articles ont été compactés avec trois teneurs en eau différentes à savoir une teneur en eau se trouvant sur le versant sec de la courbe Proctor, la teneur en eau optimale et une teneur en eau se trouvant sur le versant humide de la courbe. Ces auteurs ont reconnu que le sol traité avec une teneur en eau se trouvant sur le versant sec de la courbe Proctor avait une capacité de rétention d'eau réduite par rapport aux sols traités avec une teneur en eau du versant humide. Cependant, dans l'ensemble, une augmentation de la capacité de rétention d'eau des sols traités a été notée.

D'ailleurs, Tedesco et Russo (2008), dans l'étude de la porosimétrie par intrusion de mercure des sols traités, ont observé que peu de temps après l'adjonction de la chaux, des particules de diamètre relativement important (4-40 μm) s'étaient formées mais par la suite le pourcentage des micropores (0,01-0,2 μm) a systématiquement augmenté. Ces observations sont en phase avec l'augmentation de la capacité de rétention d'eau du sol traité. A long terme cet effet peut être attribué au développement de liaisons de cimentation entre les particules de sol. Mais pour arriver à ce stade, il convient de noter que le sol étudié a été traité avec un pourcentage de chaux suffisamment élevé pour induire des réactions pouzzolaniques à long terme.

Cuisinier et al. (2014) ont constaté une amélioration de la capacité de rétention d'eau d'un sol argileux suite à l'ajout de chaux, mais uniquement pour des pressions appliquées inférieures à 20 MPa. En plus, ces auteurs ont également constaté que la courbe de rétention d'eau n'était pas réellement affectée par le temps de cure (entre 28 et 180 jours). Par conséquent, l'effet du traitement à la chaux a été attribué principalement aux réactions immédiates et au processus de compactage plutôt qu'aux réactions à long terme (figure 2-18).

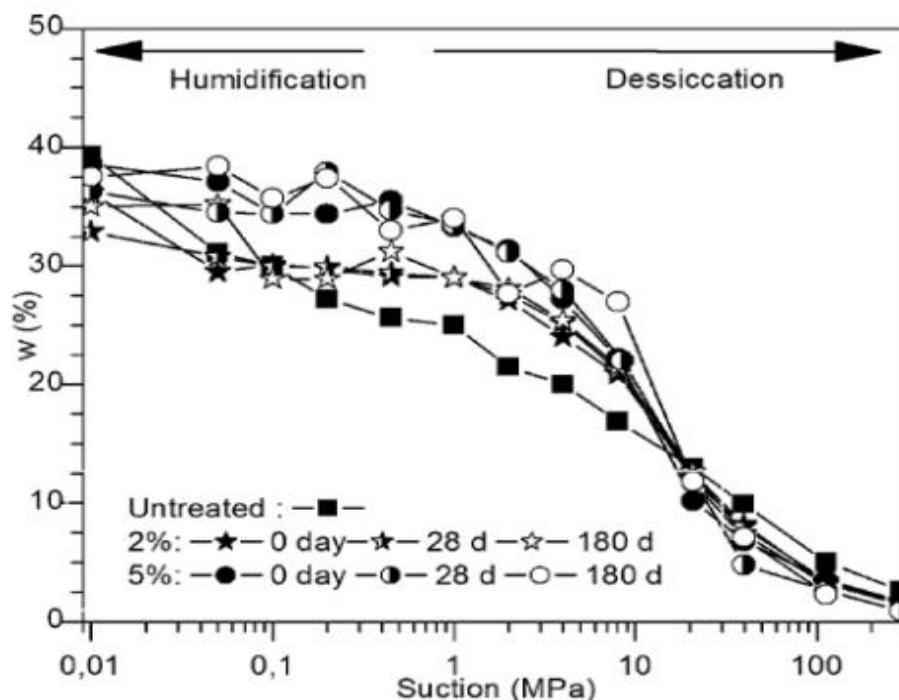


Figure 2-18 : CRE d'un sol argileux non traitée et traité à la chaux avec différents temps de cure (Cuisinier et al., 2014)

Contrairement à ces derniers auteurs, Zhang et al (2017) ayant étudié la CRE d'une argile de London traitée à la chaux affirment que même si la stabilité volumétrique du sol traité augmente, la capacité de rétention d'eau du sol était réduite par le traitement à la chaux en raison d'une structure plus ouverte grâce aux effets de floculation et des réactions chimiques. Ces études ont été faites avec une série d'essais effectués en utilisant la méthode du papier filtre de contact, l'appareil de la plaque de pression et un système triaxial incorporant la technique de la translation d'axe. La figure 2-19 présente des données issues des tests de rétention d'eau d'échantillons traités et non traités à la chaux à des densités sèche de compactage différentes. La figure nous montre l'évolution de la teneur en eau massique (2-19a), du degré de saturation (2-19b), de l'indice des vides (2-19c) et de la déformation volumétrique (2-19d) en fonction de différentes succions matricielles appliquées sur des échantillons de sols non traités et traités à la chaux. D'après cette figure, on peut voir que les courbes montrant l'indice des vides en fonction de la suction (figure 2-19c) sont de formes similaires et leurs positions sont telles que les courbes des échantillons ayant des densités sèches initiales plus faibles sont situées plus haut. Pour une valeur de suction donnée, les indices

des vides des échantillons traités à la chaux sont plus élevés que ceux des échantillons non traités. Ceci confirme la structure plus ouverte du sol créée par l'ajout de la chaux à l'échantillon. Pour les courbes de degré de saturation (figure 2-19b), les courbes sont de formes similaires mais les échantillons ayant des densités sèche initiales plus élevées sont situés plus haut que les courbes des échantillons ayant des densités sèche initiales plus faibles. Les succions correspondant aux points de courbure maximale des courbes de degré de saturation des échantillons traités diminuent avec les densités de compactage décroissantes. En ce qui concerne les différences entre les échantillons d'argile traités et non traités, Zhang et al (2017) ont montré que l'effet du traitement à la chaux sur la rétention d'eau du sol a été observé en termes d'une AEV réduite du sol traité par rapport au sol non traité, impliquant donc une rétention d'eau plus faible.

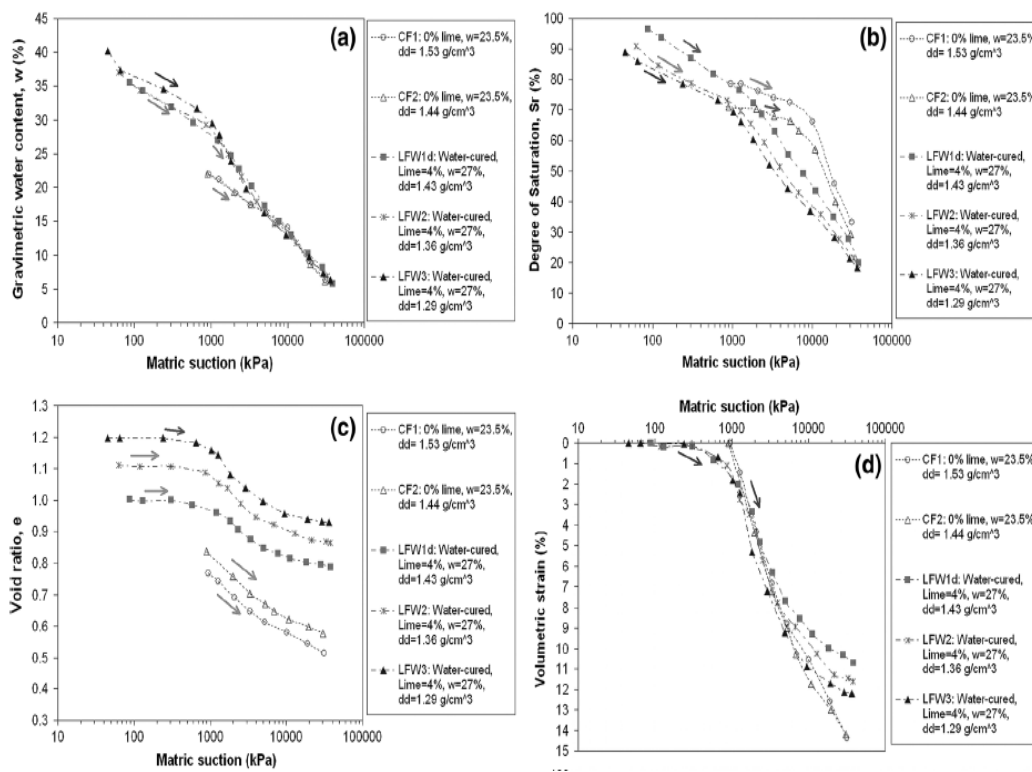


Figure 2-19 : Effet de la densité sèche de compactage : variation de la teneur en eau massique (a), du degré de saturation (b), de l'indice des vides (c) et de la déformation volumétrique (d) en fonction de la succions matricielle (Zhang et al., 2017)

2.6.5 Récapitulatif

Considéré aujourd'hui comme une technique classique dans les travaux de terrassement routier et dans l'exécution des remblais et des couches de forme grâce aux avantages environnementaux et économiques qu'il offre, le traitement des sols à la chaux est devenu, de nos jours, une technique éprouvée dans la valorisation de matériaux qui auraient été mis en décharge. Très utilisée en géotechnique routière, la chaux a été employée, depuis fort longtemps, pour stabiliser les routes. Son utilisation perdure encore aujourd'hui pour modifier les caractéristiques physiques et mécaniques des sols mais si l'on veut parler de rentabilité et modifications significatives, c'est avec des matériaux argileux qu'on obtiendra les meilleurs résultats. Donc, plus les sols en présence sont argileux, plus le traitement est efficace.

Compte tenu de ses propriétés intrinsèques, la chaux modifie le comportement des sols argileux grâce à trois actions distinctes : une diminution de la teneur en eau, des modifications immédiates des propriétés géotechniques du sol et des modifications à long terme pouvant modifier les propriétés mécaniques et hydrogéotechniques du sol.

Ainsi, l'utilisation de la chaux est très efficace pour l'abaissement de la teneur en eau d'un sol argileux, pour diminuer sa sensibilité à l'eau mais aussi accroître sa résistance et sa stabilité. Avec un faible pourcentage de chaux dans un sol argileux, à court terme, un sol humide passe de manière quasi-instantanée d'un état plastique à un état solide avec une diminution de son indice de plasticité et un aplatissement de sa courbe Proctor ; améliorant ainsi sa mise en œuvre et sa portance. Par rapport à la portance, l'ajout graduel de la chaux à un matériau initialement humide, en réduisant sa teneur en eau initiale et en augmentant sa teneur en eau optimale rendrait le matériau à un état lui permettant d'être compacté de manière satisfaisante parce que cette réduction de sa teneur en eau s'accompagne d'une hausse de sa densité sèche qui tendrait vers sa valeur maximale. Avec l'augmentation du pourcentage de chaux au point que des réactions pouzzolaniques surviennent, des modifications de certaines propriétés géotechnique et hydrogéotechniques sont observées notamment une diminution de la conductivité hydraulique et une augmentation de la capacité de rétention d'eau conséquemment à un développement de liaisons de cimentation entre les particules du sol.

Enfin de compte, par rapport à l'objectif général du projet d'utiliser les MSBs comme composante d'une CEBC et à l'un de ses objectifs spécifiques d'explorer les possibilités de réduction de la

teneur en eau des mélanges et leur impact sur leurs propriétés hydrogéotechniques des MSBs, l'utilisation de la chaux pourrait être bénéfique. Sur la base de cette revue sur l'utilisation de la chaux dans les sols, il est plausible d'émettre les hypothèses suivantes :

- l'adjonction de la chaux aux MSBs permettrait de les compacter de manière satisfaisante ;
- une diminution de la conductivité hydraulique saturée des MSBs traités à la chaux par rapport aux MSBs non traités serait attendue ;
- l'ajout graduel de la chaux aux MSBs pourrait augmenter la capacité de rétention d'eau des mélanges par rapport aux mélanges non amendés.

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX, ÉQUIPEMENTS ET MÉTHODOLOGIE

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer le potentiel de valorisation des boues de traitement du DMA pour produire des mélanges de sols granulaires et de boues (MSBs) ayant les caractéristiques hydrogéotechniques requises d'une couche de rétention d'humidité (CRH) d'une CEBC tout en optimisant la quantité de boues. La méthodologie qui sera employée pour atteindre cet objectif se divise comme suit :

- La caractérisation physique, chimique et minéralogique des matériaux de base (sols et boues) ;
- La caractérisation des propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs en variant la teneur en boues dans le mélange ;
- L'évaluation, du point de vue hydrogéotechnique, de l'utilisation potentielle de différents MSBs obtenus quant à leur capacité à être utilisés comme barrière à l'oxygène d'une CEBC ;
- L'exploration de la réduction de la teneur en eau des MSBs avec l'ajout de la chaux et l'étude de son impact sur les propriétés hydrogéotechniques des MSBs.

Ce chapitre présente les différents types de matériaux sur lesquels les investigations ont porté, leurs caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques, de même que les propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs étudiés. Il présente aussi les normes ou procédures expérimentales suivies pour leurs caractérisations au laboratoire. Les équipements utilisés pour les essais effectués, les principes de fonctionnement de ces équipements ainsi que le protocole expérimental qui a été suivi pour la réalisation de ces essais sont aussi présentés.

La méthodologie des travaux est menée selon l'organigramme de la Figure 3.1.

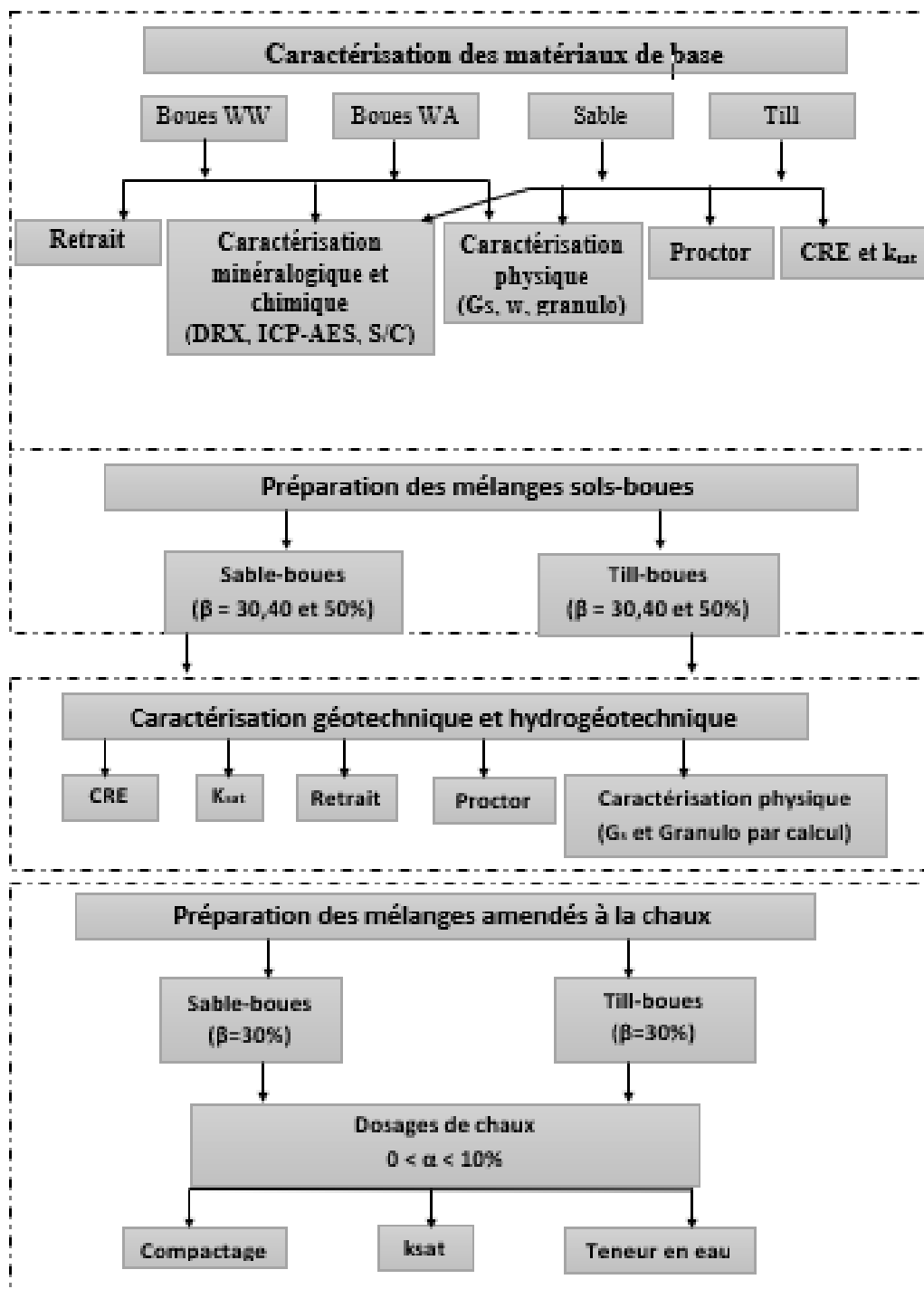


Figure 3-1: Organigramme de la méthodologie de l'étude

3.1 Sites de provenance des matériaux et préparation des échantillons

Dans le cadre de cette étude, deux types de sols (till et sable) et deux types de boues de traitement de DMA (boues Westwood et boues Waite Amulet, désignées respectivement par WW et WA) sont utilisés. Les matériaux ont été fournis dans des réservoirs de 275 gallons (1041 litres) (figure 3.2). Les boues Westwood, le till et le sable ont été échantillonnés en août 2017 par le personnel de la mine Westwood (située à 40 km à l'Est de la ville de Rouyn-Noranda), propriété de la Corporation IAMGOLD.

Les boues Westwood ont été prélevées dans l'ancien bassin de décantation B des boues sur lesquelles une colonie d'arbustes s'est installée naturellement ; le till et le sable proviennent de bancs d'emprunt appartenant à la compagnie IAMGOLD. Les boues Waite Amulet ont été échantillonnées en juin 2017 par le personnel de l'URSTM (Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale). Ces boues ont été prélevées dans le bassin de sédimentation du site Waite Amulet, propriété de la Fonderie Horne (Glencore) où elles étaient fraîchement entreposées après vidange du bassin existant. En tout, trois réservoirs de boues de Waite Amulet, trois réservoirs de boues Westwood, deux de till et deux de sable ont été transportés au laboratoire de l'URSTM-UQAT. La figure 3-2 montre une photo des différents matériaux après leur livraison.



Figure 3-2: Matériaux après leur arrivée au laboratoire de l'URSTM

Une fois les différents matériaux reçus, leurs teneurs en eau naturelles sont d’abord déterminées dans différents endroits de chaque réservoir de matériaux. Le tableau 3.1 présente les fourchettes de teneurs en eau obtenues pour chaque matériau.

La teneur en eau massique d’un échantillon qui est le rapport (exprimé en pourcentage) entre la masse de l’eau et la masse des grains solides contenus dans un certain volume de sol est déterminée en s’appuyant sur la norme CAN/BNQ 2501-170. La masse minimale de l’échantillon humide à prélever dépendant de la grosseur maximale des particules de sol, des masses minimales de 100 g, 500 g et 1000 g ont été prélevées respectivement pour les boues, le sable et le till. Les échantillons humides prélevés sont contenus dans des récipients et pesés à l’aide d’une balance de sensibilité de 0.1 g pour les échantillons pesant moins de 1000 g ou de 1 g pour les échantillons de plus de 1000 g. Par la suite, les échantillons sont séchés dans une étuve à une température de 60 ± 5 °C pendant au moins 72 heures ou jusqu’à ce que la masse soit constante.

Tableau 3.1: Teneurs en eau des différents matériaux

Matériaux	Fourchettes de teneurs en eau (%)
Boues Westwood	71-350
Boues Waite Amulet	291-475
Till	6-9
Sable	3-4

Une fois les teneurs en eau initiales déterminées, tous les matériaux sont ensuite homogénéisés et placés dans des chaudières hermétiques (de sorte à avoir le moins d’évaporation possible) avant de mener une série d’essais pour évaluer les caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques des différents matériaux de base ainsi que la détermination des propriétés hydrogéotechniques des matériaux de base et des différents mélanges sols boues.

3.2 Caractérisation des matériaux de base et des MSBs

3.2.1 Analyses granulométriques et classification

Une analyse granulométrique d’un sol permet d’obtenir la courbe qui donne la répartition (en pourcentage) de ses particules suivant leur diamètre équivalent. Les résultats de l’analyse granulométrique servent à la classification des matériaux de base (sols et boues) mais aussi aux différents mélanges de sols et boues. Dans le cadre de ce projet, la méthode de classification utilisée

a été le système de classification unifié des sols (*United Soil Classification System*, USCS) basée sur la norme ASTM D2487-06.

✓ **Boues**

L'analyse granulométrique des boues a été faite avec du matériau humide. Les échantillons de boues qui sont analysés ont été prélevés directement des chaudières et mis dans de petits sachets plastiques. Les courbes granulométriques des différentes boues humides ont été obtenues grâce au granulomètre laser Mastersizer de Malvern (disponible au laboratoire de l'URSTM-UQAT ; Voir Figure 3-3). L'appareil permet de tracer la courbe granulométrique (en proportions volumiques des particules) à partir d'une petite quantité et en peu de temps (Black et al., 1996). Ce granulomètre Laser utilise les propriétés de diffraction des particules solides pour déterminer la granulométrie des matériaux. En effet, lorsqu'un grain solide est éclairé par un faisceau laser envoyé par l'appareil, des franges de diffraction sont observées. L'intensité du rayonnement diffracté et l'angle de diffraction dépendent de la taille des particules solides ; les petites particules diffractent aux grands angles tandis que les grosses particules diffractent aux petits angles. Une fois le matériau versé (pour l'équivalent d'un bout de spatule) dans la solution aqueuse et après avoir atteint une valeur d'obscurité minimale de 15% sans dépasser 20%, les mesures des angles de diffraction du faisceau permettent de déterminer la courbe granulométrique du matériau. Ce granulomètre laser ne peut être utilisé que pour une fraction granulométrique comprise entre 0,05 μm et 880 μm avec une précision de $\pm 2\%$ sur le diamètre des particules.



Figure 3-3: Granulomètre laser Malvern Mastersizer (photos prise au laboratoire de l'unité de recherche et de services en technologie minérale (URSTM) de l'IRME-UQAT))

✓ Sols

Les analyses granulométriques des sols (sable et till) ont été réalisées en laboratoire suivant les procédures décrites par la norme ASTM D422-63 (2007). Ces analyses sont menées en deux étapes incluant le tamisage pour les particules de taille supérieure à 80 μm et le granulomètre laser Mastersizer de Malvern pour les particules de taille inférieures à 80 μm (tamis N° 200). Pour la première étape, le matériau contenu dans les chaudières est homogénéisé et un échantillon représentatif est passé à travers une série de tamis dont les ouvertures vont en décroissant du haut vers le bas. Inspiré de la norme ASTM 11-09, les tamis avec les dimensions de mailles (en mm), tirés de la norme ISO R-20, suivantes ont été utilisés : 56; 40; 28; 20; 14; 10; 5; 2,5; 1,125; 0,630; 0,315; 0,160; 0,080. Pour la deuxième étape on a recours encore une fois à l'analyse au granulomètre laser Mastersizer de Malvern afin de déterminer la distribution granulométrique de la fraction fine ($< 80 \mu\text{m}$). Une combinaison des résultats des deux étapes permet d'obtenir une courbe granulométrique complète du sol.

✓ Mélanges sols-boues (MSBs)

Concernant la granulométrie des MSBs humides, les courbes ont été obtenues à partir des courbes granulométriques des matériaux de base grâce à des relations théoriques aboutissant à l'expression

suivante (équation 3.2). Le pourcentage de passant du mélange P_m pour un diamètre de tamis donné d peut être obtenu par :

$$P_m = \frac{P_s + P_b X}{1 + X} \quad (3.1)$$

où, P_s et P_b sont respectivement les pourcentages de passant du sol humide et des boues humides au tamis de diamètre d et X est le rapport de la masse solide de boues sur la masse solide du sol. Ce rapport X peut être obtenue grâce à la formule suivante :

$$X = \frac{\beta (1 + w_s)}{1 + w_b} \quad (3.2)$$

Dans cette équation, w_s et w_b sont respectivement les teneurs en eau initiales du sol et de la boue. Il convient de rappeler que β représente la teneur en boue dans le MSB (avec β = masse de boue humide /masse de sol humide).

La courbe granulométrique d'un MSB est obtenue en faisant le calcul pour différentes valeurs de diamètre de tamis.

✓ Paramètres déduits des courbes granulométriques

On peut déduire d'une courbe granulométrique d'un sol certains paramètres importants comme le diamètre effectif D_{10} ainsi que les diamètres D_{30} et D_{60} qui représentent respectivement les diamètres des particules correspondant à 10%, 30 et 60% de passant sur la courbe granulométrique. Ces diamètres permettent de calculer les coefficients d'uniformité C_u et C_c de courbure selon les expressions suivantes :

$$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (3.3)$$

$$C_C = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \times D_{60}} \quad (3.4)$$

Le coefficient d'uniformité permet d'exprimer l'étalement de la courbe granulométrique. Autrement dit, il renseigne sur l'homogénéité granulométrique du sol. Une valeur élevée du C_u signifie qu'il existe un grand écart entre le D_{10} et le D_{60} et que la granulométrie du sol est dite étalée (≥ 6). La granulométrie est dite uniforme si le C_u est faible (< 3).

Le coefficient de courbure permet de décrire la forme de la courbe granulométrique entre les diamètres D_{10} et le D_{60} . Lorsque la valeur de C_c est comprise entre 1 et 3, la granulométrie est dite

« bien gradué ». Une granulométrie bien graduée est une granulométrie étalée mais il n'y'a pas de prédominance d'une famille de grains sur une autre. Dans ce cas, la courbe granulométrique descend d'une façon assez régulière, témoignant ainsi de la présence d'une grande variété de diamètres. Lorsque la valeur du coefficient de courbure est élevée (> 3) ou trop faible (< 1), la granulométrie est dite « mal graduée ». C'est une granulométrie étalée mais il existe une certaine prédominance entre les familles de grains.

3.2.2 Densité relative des grains D_R (ou G_s)

✓ Matériaux de base

La densité relative des grains solides (D_R) a été déterminée pour les deux types de boues et de sols à l'aide d'un pycnomètre à hélium conformément à la norme D854-10 (ASTM, 2012). Ce pycnomètre permet de déterminer la densité relative d'un matériau granulaire ou poreux à partir de la mesure de volume de gaz (hélium) déplacé par une masse connue du matériau. Cette mesure nécessite que le matériau soit complètement sec. Ainsi, les boues ont été analysées telles quelles après au moins une semaine de séchage à l'air libre tandis que les sols sec (après au moins 72 h d'étuvage à une température de 60 ± 5 °C) ont été broyés (à une dimension ≤ 425 μm) avant leurs analyses.

✓ Mélanges sols-boues

La densité relative de différents MSBs a été obtenue par calcul. Sur la base des densités relatives de la boue ($D_{R\text{-boues}}$) et du sol ($D_{R\text{-sol}}$), la densité d'un mélange ($D_{R\text{-m}}$) donné peut être déterminée en utilisant l'équation suivante :

$$D_{R\text{-m}} = \frac{D_{R\text{-sol}}D_{R\text{-boues}}[(1 + w_{i\text{-boues}}) + \beta(1 + w_{i\text{-sol}})]}{(1 + w_{i\text{-boues}})D_{R\text{-boues}} + \beta(1 + w_{i\text{-sol}})D_{R\text{-sol}}} \quad (3.5)$$

Dans ces équations, $w_{i\text{-sol}}$ et $w_{i\text{-boues}}$ représentent respectivement les teneurs en eau initiales du sol et des boues utilisés dans le mélange. Les teneurs en eau initiale du sol ($w_{i\text{-sol}}$) utilisées étaient de 3,5% pour le sable et 7,5% pour le till tandis que les teneurs en eau initiale des boues ($w_{i\text{-boues}}$) étaient de 175% pour les boues de Westwood et de 200% pour celles de Waite Amulet.

3.2.3 Analyses chimiques

Les analyses chimiques effectuées dans ce projet sont la détermination de la teneur en soufre/carbone et l'analyse chimique élémentaire (ICP-AES). Ces analyses sont réalisées sur des matériaux préalablement pulvérisés. Les échantillons à tester sont séchés puis finement broyés et homogénéisés avant leurs analyses. Les échantillons de sols et de boues ont été séchés à l'air libre pendant au moins deux semaines puis les grosses particules des sols ont été broyées avec une série de microniseur (à une dimension $\leq 425 \mu\text{m}$) et homogénéisées avant de les analyser. Les boues après leur séchage sont homogénéisées directement avant d'être soumises au test.

✓ Analyse du soufre et du carbone total

Cette analyse permet de connaître approximativement si les matériaux testés sont potentiellement générateurs de DMA. Les espèces soufrées acidifiantes et les espèces carbonatées neutralisantes sont à analyser. Des analyses au four à induction ont permis de déterminer la teneur en soufre et en carbone (sans tenir compte de leur nature et origine) dans les boues et les sols. L'appareil utilisé pour cette analyse est le four à combustion ELTRA CS-2000 Carbon/Sulfur. Lors de cet essai, l'échantillon placé dans un bateau est introduit dans une fournaise et chauffé à haute température en présence d'oxygène dans le but de dégrader la matière en dioxyde de soufre et en dioxyde de carbone. Ainsi le CO_2 et le SO_2 produits sont acheminés vers un détecteur infrarouge. Ensuite un système informatisé permet de calculer et de donner les teneurs en carbone et de soufre de l'échantillon. La limite de détection de la méthode utilisée est de 0,04% pour le carbone et 0,004% pour le soufre. A partir des résultats de ces analyses, on peut déterminer les potentiels de génération d'acide (PA) et de neutralisation (PN) des échantillons. En supposant que le potentiel de génération d'acide provient de l'oxydation de la pyrite contenue dans l'échantillon et que le potentiel de neutralisation provient du pouvoir de neutralisation de la calcite, PA et PN peuvent être estimés par (Adam et al., 1997) :

$$\text{PA (kg CaCO}_3\text{/t)} = 31,25 \times \% S_{\text{total}} \quad (3.6)$$

$$\text{PN (kg CaCO}_3\text{/t)} = 83,3 \times \% \text{C} \quad (3.7)$$

A partir des résultats de PA et PN, on peut déterminer le potentiel de génération d'acide des matériaux testés en utilisant le rapport $\text{RPN} = \text{PN/PA}$. Selon ce critère, on a :

RPN < 1 : l'échantillon est générateur d'acide

RPN > 3 : l'échantillon est non générateur d'acide

1 < RPN < 3 : zone d'incertitude

✓ **Spectroscopie d'émission atomique (ICP-AES)**

Les échantillons solides de sols seuls et de boues seules ont fait l'objet d'une analyse chimique élémentaire (ICP-AES). L'analyse par spectrométrie d'émission atomique au plasma à couplage inductif (inductively coupled plasma-atomic emission spectroscopy ; ICP-AES) permet de connaître la composition élémentaire des matériaux analysés. Les échantillons solides nécessitent préalablement une digestion (mise en solution) avec quatre réactifs puissants : l'acide nitrique concentré (HNO_3), du brome liquide (Br_2), de l'acide fluorhydrique concentré (HF) et l'acide chlorhydrique (HCl). Le mélange est chauffé sur une plaque et la solution finale analysée ICP-AES afin de déterminer la concentration des éléments. Le principe de l'ICP-AES consiste à atomiser et à exciter les éléments contenus dans une solution à l'aide d'un plasma d'argon. Et lorsqu'un élément retrouve son état fondamental, il y a libération d'énergie sous forme de radiations électromagnétiques à des longueurs d'onde qui sont spécifiques à l'élément. L'intensité des radiations est directement proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution analysée. Les intensités des éléments choisis sont captées et enregistrées simultanément par un détecteur et, par la suite, converties en concentrations par un logiciel d'exploitation. Les analyses ICP-AES ont été faites en utilisant une spectroscopie optima 3000 DV de PERKIN ELMTER.

3.2.4 Analyse minéralogique

La caractérisation minéralogique a été effectuée seulement sur les sols seuls et les boues seules. Cette caractérisation a été réalisée avec des analyses par diffraction des rayons X (DRX) au laboratoire de l'URSTM. Cette technique permet d'identifier les principales phases minérales d'une matière. Ces analyses sont faites avec un diffractomètre Bruker AXS Advance D8 (figure 3-4) en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70° . La méthode consiste à bombarder l'échantillon avec des rayons X et à enregistrer ces rayons X diffractés en fonction d'un angle de déviation 2θ du faisceau. En fonction de ses propriétés cristallographiques, chaque minéral contenu dans l'échantillon diffracte ce faisceau pour des angles d'incidence précis. Les rayons X diffractés forment le diagramme de diffraction ou diffractogramme. L'interprétation de ce diffractogramme

permettra de déterminer la composition minéralogique de l'échantillon. Le logiciel TOPAS est utilisé pour identifier et quantifier les différentes phases minérales de l'échantillon (Young, 1995).

L'échantillon à tester doit être séché puis finement broyé et homogénéisé avant son analyse avec le diffractomètre. Les échantillons de sols et de boues ont été séchés à l'air libre pendant au moins deux semaines puis les grosses particules des sols ont été broyées avec une série de microniseur (à une dimension $\leq 425 \mu\text{m}$) et homogénéisées avant de les analyser avec le diffractomètre. Les boues après leur séchage sont homogénéisées directement avant d'être soumises au test avec le diffractomètre.



Figure 3-4: X-Ray Diffractometer D8 Advance Bruker AXS (photo du laboratoire de l'URSTM, IRME-UQAT)

3.3 Préparation des mélanges sols-boues

3.3.1 Mélanges sols-boues non amendés

Les mélanges de sols et de boues ont été préparés au laboratoire à l'aide d'un malaxeur ou d'un batteur sur socle (voir Figure 3-5). Les mélanges ont été préparés à l'état humide avec différentes

teneurs en boues (β) humides par rapport à la masse humide du sol (c'est à dire β = masse de boues humides / masse de sol humide). Les teneurs en eau initiale du sol (w_{i-sol}) utilisées étaient de 3,5% pour le sable et 7,5% pour le till tandis que les teneurs en eau initiale des boues ($w_{i-boues}$) étaient de 175% pour les boues Westwood et de 200% pour celles de Waite Amulet. Avec les deux types de sols et de boues, quatre combinaisons de MSBs sont obtenues pour une teneur en boue donnée. Pour la présente étude, des teneurs en boues de 30%, 40% et de 50% ont été utilisés pour les quatre mélanges. Les sols sortis des chaudières ont été séchés à l'étuve à une température de $60 \pm 5^\circ \text{C}$. Ensuite la quantité d'eau requise a été ajoutée pour atteindre la teneur en eau initiale du sol désirée. Les boues n'ont pas été séchées à l'étuve avant le mélange car les boues deviennent très rigides à sec, ce qui empêche d'obtenir un mélange homogène. Le séchage des boues a été fait à la température ambiante du laboratoire. Les échantillons de boues humides sont laissés sécher à l'air libre et la teneur en eau est contrôlée régulièrement jusqu'à une teneur en eau inférieure ou égale à la teneur en eau initiale désirée pour le mélange et la quantité d'eau requise a été ajoutée pour atteindre la teneur en eau initiale souhaitée. Cette opération prend généralement plus d'une semaine en fonction de la quantité de boues.



Figure 3-5: Malaxeur

Pour la préparation des mélanges, la boue humide et le sol humide ont été soigneusement mélangés dans le malaxeur jusqu'à homogénéisation. Lors de la préparation des mélanges, la teneur en eau initiale du mélange (w_m) a été mesurée pour chaque échantillon. Cette teneur en eau peut être estimée théoriquement à partir des teneurs en eau initiales des composantes du mélange comme suit (Mbonimpa et al., 2016) :

$$w_m = \frac{w_{i-sol}(1 + w_{i-boues}) + \beta w_{i-boues}(1 + w_{i-sol})}{1 + w_{i-boues} + \beta(1 + w_{i-sol})} \quad (3.8)$$

où w_{i-sol} et $w_{i-boues}$ sont les teneurs en eau initiales du sol et de la boue.

Le tableau 3.2 présente les valeurs w_m calculées correspondant aux différents MSBs étudiés.

Tableau 3.2: Teneurs en eau calculées pour différents MSBs

β (%)	Teneur en eau, w_m (%)			
	w_{i-sol} (Till) = 7,5%		w_{i-sol} (Sable) = 3,5%	
	$w_{i-boues}$ (WW) = 175%	$w_{i-boues}$ (WA) = 200%	$w_{i-boues}$ (WW) = 175%	$w_{i-boues}$ (WA) = 200%
30	25,1	26,2	20,9	21,9
40	30,1	31,6	25,9	27,3
50	34,9	36,7	30,7	32,4

3.3.2 Mélanges sols-boues amendés à la chaux vive

Des mélanges de sols et de boues ont été préparés pour l'étude de l'impact de l'ajout de la chaux sur les propriétés hydrogéotechniques de ceux-ci. Pour les mélanges amendés avec de la chaux, les mélanges (sans la chaux) sont d'abord préparés comme décrit plus haut. Ensuite, une fois ce mélange homogène, différents dosages de chaux (α) (α = masse de chaux / masse humide du mélange) sont ajoutés au mélange et minutieusement malaxé avec le malaxeur.

Des mélanges avec des teneurs en boues de 30%, 40% et de 50% ont été utilisés pour l'étude de l'effet de la chaux (avec $0\% \leq \alpha \leq 10\%$) combinée à l'évaporation naturelle sur la teneur en eau des MSBs. Dans ce cas des teneurs en eau des boues de 350% pour les boues Westwood et de 450% pour les boues Waite Amulet sont considérées et ceci pour tenter de simuler l'utilisation des boues qui n'auraient pas été décantées. L'étude de l'impact de la chaux sur les propriétés hydrogéotechniques s'est limité sur le compactage et la conductivité hydraulique saturée pour les mélanges avec des teneurs en boues de 30% seulement. Les autres paramètres hydrogéotechniques (retrait, CRE) n'ont pas pu être déterminées faute de temps.

3.4 Propriétés des mélanges sols-boues

Cette section décrit les procédures suivies pour réaliser les essais de compactages, de retrait, de conductivité hydraulique saturée et de rétention d'eau sur les différents matériaux.

3.4.1 Essais de compactage

3.4.1.1 Procédures d'essai

Le compactage d'un sol consiste à appliquer suffisamment d'énergie au sol pour en réduire l'indice des vides et par conséquent en accroître la compacité. Ainsi, la masse volumique sèche (ρ_d) d'un sol compacté est supérieure à celle d'un sol non compacté. C'est d'ailleurs cette dernière caractéristique qui permet de vérifier l'efficacité d'un compactage. Les essais de compactage effectués en laboratoire permettent de déterminer la masse volumique sèche maximale pour une énergie de compactage donnée. Les principaux types d'essais de compactage en laboratoire qui sont pratiqués au Québec sont : l'essai à la table vibrante et l'essai Proctor (Robitaille et Tremblay, 2007). Dans le cadre de ce projet, des essais Proctor ont été réalisés.

Dans ce projet, les essais de compactage Proctor modifié sont réalisés manuellement en suivant la norme ASTM D1557-12 méthode C pour les sols seuls et les mélanges till-boues et méthode A pour les mélanges sable-boues. Le choix de la méthode est tributaire de la granulométrie du matériau. Pour plus d'informations sur les conditions de choix de la méthode, il faut se référer à la norme ASTM D1557-12. Pour les essais de compactage, deux moules cylindriques normalisés ayant, respectivement, pour volume 944 cm^3 et 2124 cm^3 sont utilisés respectivement pour la méthode A et la méthode C. Pour un matériau donné, l'essai est réalisé sur plusieurs échantillons du même matériau en variant à chaque fois la teneur en eau gravimétrique (w). Pour avoir quatre points sur la courbe Proctor, le matériau est séparé en quatre échantillons, en prenant soin de ne pas produire de ségrégation. De cette façon, chaque échantillon destiné au moule de 944 cm^3 doit avoir une masse quasi-sèche d'environ 2,5 kg ; les échantillons destinés au moule de 2124 cm^3 doivent peser environ 5,5 kg.

Avant le compactage, on détermine la masse du moule et on fixe le collet. Chaque échantillon du matériau est compacté en suivant la même méthode. Une masse de l'échantillon est placée dans le moule et avec l'aide d'une dame (marteau) normalisée de 4,45 kg de masse avec une hauteur de chute de 457 mm, on compacte (en laissant tomber le marteau en chute libre vertical) l'échantillon en 5 couches à raison de 25 coups par couche pour la méthode A et 56 coups par couches pour la méthode C. Les coups de marteau doivent être uniformément distribués sur toute la surface du sol à des intervalles d'au moins une seconde et demi. Lorsque les cinq couches sont compactées, on

enlève le collet et on arase le sol au niveau du moule à l'aide d'une règle en métal pour faire correspondre le volume de l'échantillon au volume du moule (figure 3-6). Pour finir, on pèse le moule contenant l'échantillon humide et on détermine la teneur en eau de l'échantillon.



Figure 3-6: Étapes de réalisation de l'essai Proctor : a) compactage, b) enlèvement du collet, c) échantillon arasé au niveau du moule, d) pesée de la masse humide de l'échantillon avec le moule

Le principe de l'essai consiste à mesurer la masse volumique humide ρ_h après compactage et la teneur en eau gravimétrique w (après séchage à l'étuve). Pour finir, on détermine la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en eau w . On détermine les masses volumiques humide et sèche de chaque échantillon à l'aide des équations suivantes :

$$\rho_h = \frac{m_h - m_m}{V_m} \quad (3.9)$$

$$\rho_d = \frac{\rho_h}{1+w} \quad (3.10)$$

où m_h est la masse du moule contenant l'échantillon humide, m_m la masse du moule vide et V_m le volume du moule.

Ces points $\rho_d(w)$ permettent de tracer une courbe dont le sommet correspond à l'optimum Proctor (w_{opt} et ρ_{dopt} ρ_{dmax}). Cet optimum correspond à la teneur en eau, pour une énergie de compactage donnée, à laquelle la densité de compactage sera la plus élevée. Avec ces points aussi, on a tracé les courbes de densité à des degrés de saturation $S_r = 60\%$, $S_r = 80\%$ et $S_r = 100\%$. Pour un mélange donné, il s'agit des masses volumiques sèches que l'on obtiendrait à différentes teneurs en eau pour un degré de saturation (S_r) et une densité relative (D_{rm}) donnés. La variation de la densité sèche en fonction de la teneur en eau, pour chaque échantillon de mélange, à un degré de saturation donné peut être calculée par l'équation suivante où ρ_w est la densité de l'eau :

$$\rho_d = \frac{D_{R-m}\rho_w}{\left(1 + \frac{wD_{R-m}}{S_r}\right)} \quad (3.11)$$

3.4.1.2 Essais Proctor sur mélanges sols-boues non amendés

Pour les essais Proctor sur les matériaux non amendés, les mélanges sont convenablement préparés comme décrit dans la section 3.3.1 en utilisant le passant au tamis 5 mm pour les mélanges de sable et de boues et le passant au tamis 20 mm pour les mélanges de till et de boues. Ensuite ces mélanges ont été laissés sécher à l'air libre. Une fois séché, le mélange est divisé en quatre ou cinq échantillons auxquels on compactera en variant à chaque fois la teneur en eau ajoutée conformément à la méthode de compactage décrite ci haut.

Au total, quatre essais Proctor ont été effectués sur les sols seuls ($\beta = 0$) et 12 sur des MSBs avec des teneurs en boues de 30, 40 et 50%. Le tableau suivant récapitule les essais Proctor faits dans ce projet. Les essais sur le till et le sable seuls ont été réalisés en duplicata.

Tableau 3.3: Liste des essais Proctor effectués

MSBs	β (%)
Till-boues Westwood	0, 30 ; 40 ; 50
Till-boues Waite Amulet	
Sable-boues Westwood	
Sable-boues Waite Amulet	

3.4.1.3 Essais Proctor sur mélanges sols-boues amendés

Pour le compactage des MSBs amendés, le principe consiste à déterminer la teneur en eau du mélange amendé avec un certain pourcentage de chaux, à le compacter à cette teneur en eau et à déterminer la densité sèche (ou masse volumique sèche) après compactage. La densité sèche obtenue est alors située par rapport à la courbe Proctor du mélange non amendé. Autrement dit, après amendement et compactage, le point (teneur en eau ; densité sèche) sera par la suite comparé à l'optimum Proctor du mélange non amendé. En comparant la masse volumique sèche du mélange amendé (ρ_{dch}) avec la masse volumique sèche optimale du mélange non amendé (ρ_{dmax}), on établit ce que nous convenons d'appeler le « pourcentage de compactage » (P_c) à l'aide de l'équation suivante :

$$P_c = \frac{\rho_{d-ch}}{\rho_{d-max}} \times 100 \quad (3.12)$$

Nous utilisons ce rapport par analogie au degré de compactage ($D_c = \rho_{d-chantier}/\rho_{opt}$) qui est généralement utilisé pour refuser ou accepter un compactage sur un chantier (Robitaille et Tremblay, 2007). Avec l'utilisation de la chaux, ce pourcentage de compactage nous permettra de juger l'efficacité de l'amendement à produire un MSB amendé compactable. Plus le pourcentage de compactage est élevé, plus la compacité du mélange amendé est grande et plus l'amendement est efficace.

Pour ce faire, le mélange humide est d'abord préparé de la même manière que les mélanges non amendés. Ensuite, ce mélange humide est divisé en cinq échantillons. Un pourcentage de chaux est alors ajouté à chaque échantillon de mélange de sol et de boues et le tout est malaxé (figure 3-7). Des dosages de chaux de 2, 4, 6, 8 et 10% ont été utilisés. Une fois homogène, l'échantillon humide chaulé est laissé à l'air libre pendant 24 heures avant de déterminer sa teneur en eau et de le soumettre au compactage. Le compactage est effectué avec une énergie de compactage égale à celle d'un essai de Proctor modifié.

Seuls les MSBs avec une teneur en boues de 30% ont été amendés et soumis au compactage.



Figure 3-7: Préparation d'un MSB chaulé : a) MSB sans la chaux, b) ajout de la chaux au MSB, c) malaxage du MSB chaulé, d) MSB chaulé après malaxage

3.4.2 Essais de retrait volumique

Dans le cadre de ce projet, des essais de retrait sans fissuration ou retrait non contraint (ou encore essai de dessiccation libre) ont été effectués. L'objectif de l'essai est d'évaluer le comportement au retrait des matériaux lorsqu'ils sont soumis seulement à une dessiccation à l'air libre à la suite de l'évaporation. Les essais ont été faits sur la fraction granulaire passant le tamis 4,75 mm avec l'utilisation de moules cylindriques de 5 cm de diamètre et 2 cm de hauteur (figure 3-8). Le principe de l'essai consiste à effectuer plusieurs mesures successives de la teneur en eau massique et du changement de volume d'un échantillon, de l'état de saturation à l'état sec.

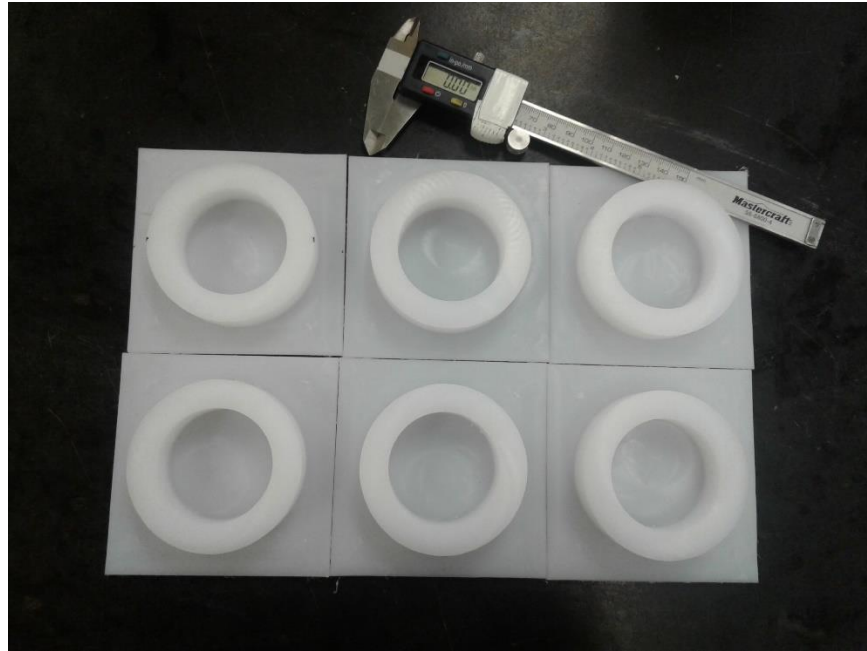


Figure 3-8: Illustration des moules utilisés pour l'essai de retrait

Le volume du moule, la teneur en eau initiale de l'échantillon et la densité spécifique des grains solides du matériau ont été utilisées pour estimer la masse de la matière humide nécessaire à placer dans le moule pour s'assurer des conditions de saturation.

En effet le degré de saturation d'un sol peut être exprimé en fonction de la teneur eau (w), de la densité relative des grains solides (D_r) et de l'indice des vides (e) selon l'expression suivante :

$$S_r = \frac{wD_r}{e} \quad (3.13)$$

A la saturation ($S_r = 1$), l'indice des vides est exprimé comme suit :

$$e = wD_r \quad (3.14)$$

Or, l'indice des vides est obtenu par la formule suivante :

$$e = \frac{V_v}{V_s} = \frac{V - V_s}{V_s} \quad (3.15)$$

Le volume initial de l'échantillon qui correspond au volume du moule (V) étant connu, le volume des solides V_s nécessaire pour remplir ce moule peut être déterminé à partir de l'équation 3.16, comme suit :

$$V_s = \frac{V}{1+e} \quad (3.16)$$

On sait par ailleurs que :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} = D_r \rho_w \quad (3.17)$$

Où ρ_s et ρ_w sont respectivement les masses volumiques des particules solides et de l'eau.

La masse de solides est déduite de cette dernière relation comme suit :

$$M_s = V_s D_r \rho_w \quad (3.18)$$

Finalement la masse humide (M_h) initiale est obtenue par l'expression suivante :

$$M_h = M_s(1 + w) \quad (3.19)$$

En combinant les équations 3.14, 3.16, 3.18 et 3.19, on obtient finalement :

$$M_h = \frac{V(1+w) D_r * \rho_w}{1+w D_r} \quad (3.20)$$

Pour la mise en place des échantillons, les moules sont tapissés d'une mince couche de graisse sur le pourtour intérieur. Cet enduit de graisse permet d'éviter que les échantillons se collent sur les parois internes des moules. Après enduisage de leurs parois intérieures, les moules sont pesées (masse M_m) ; ensuite ils sont remplis de matériaux, avec une quantité qui dépasse légèrement la hauteur du moule, en utilisant une cuillère plate. Lors du remplissage, le moule est tapoté légèrement sur les côtés pour éviter le piégeage de poches d'air dans le matériau et obtenir en même temps un remplissage uniforme de toutes les parties. Le matériau en excès est délicatement enlevé par rasage de la surface en utilisant une barre d'acier ; ceci permet un lissage de la surface du matériau et de faire correspondre le volume initial de l'échantillon, de façon très précise, au volume intérieur du moule connu. Une serviette humide (ou du papier essuie-tout) est utilisée pour enlever soigneusement le matériau résiduel à la surface du moule. La masse de chaque moule graissé étant connu, la pesée immédiate après mis en place de l'échantillon (masse total M_t) permet de déduire la masse humide de l'échantillon M_h (par la différence $M_h = M_t - M_m$) et de la vérifier par rapport à la masse humide initiale à atteindre pour s'assurer des conditions initiales de saturation. Si la masse initiale à atteindre n'est pas obtenue, des actions sont prises pour qu'elle le soit, soit en ajoutant, soit en enlevant une petite quantité de matériau dans le moule selon que la masse est inférieure ou supérieure à la masse initiale à atteindre.

Après la mise en place des échantillons, ceux-ci sont soumis à la dessiccation à l'air libre en les exposant aux conditions du laboratoire. Par la suite, on se fixe des intervalles de temps pour déterminer la masse du moule contenant l'échantillon, c'est-à-dire la masse totale. Le volume de l'échantillon est également déterminé aux mêmes intervalles de temps. Ce volume est obtenu soit en mesurant les dimensions (épaisseur et diamètre) de l'échantillon à l'aide du vernier, soit en procédant par une pesée sous l'eau lorsque l'échantillon peut être retiré du moule sans être endommagé.

Lors de la détermination du volume par la pesée sous l'eau, l'échantillon retiré du moule est pesé, avant d'être enduit de paraffine de masse volumique. Pendant le paraffinage, on fera attention à ce que tout l'échantillon soit recouvert de paraffine. L'échantillon est plongé dans la paraffine liquide (contenu dans un récipient) en l'agitant pour décrocher les bulles d'air qui pourraient y adhérer. Cette opération est exécutée assez rapidement pour éviter la pénétration de la paraffine dans l'échantillon surtout si celui-ci est "ouvert". Après solidification de la paraffine, on vérifie si des bulles d'air ne sont pas restées incluses. Dans ce cas, elles sont crevées et les trous ainsi créés dans la pellicule de paraffine, rebouchés à l'aide d'un pinceau. Ensuite, une deuxième couche de paraffine est déposée par un nouveau trempage. L'échantillon paraffiné est pesé ; la masse de la paraffine (M_p) est obtenue en faisant la différence entre la masse de l'échantillon avant paraffinage et celle obtenue après paraffinage. Par la suite, l'immersion de l'échantillon dans l'eau permettra de déterminer le volume de l'échantillon paraffiné ; et d'en déduire le volume de l'échantillon de sol humide connaissant la masse volumique de la paraffine.

Avec le principe d'Archimède, la masse de l'échantillon immergé est la différence de la masse de l'échantillon dans l'air et de la masse du liquide déplacé.

$$M_{hp-imm} = M_{hp-air} - \rho_w * V_{hp} \quad (3.21)$$

$$V_{hp} = \frac{M_{hp-air} - M_{hp-imm}}{\rho_w} \quad (3.22)$$

où V_{hp} est le volume de l'échantillon humide paraffiné, M_{hp-air} la masse de l'échantillon humide paraffiné pesé à l'air libre, M_{hp-imm} la masse de l'échantillon humide paraffiné pesé après immersion et ρ_w la masse volumique de l'eau.

Le volume de l'échantillon humide sera finalement obtenu par :

$$V_h = V_{hp} - V_p \quad (3.23)$$

où V_p est le volume de la paraffine obtenu par :

$$V_p = \frac{M_p}{\rho_p} = \frac{M_{hp-air} - M_h}{\rho_p} \quad (3.24)$$

Avec : M_p la masse de la paraffine, M_h la masse de l'échantillon humide seul et ρ_p est la masse volumique de la paraffine.

Ces différentes mesures permettront de déduire la teneur en eau et l'indice des vides de l'échantillon à chaque phase de séchage i . La fonction $e(w)$ représentera alors la courbe de retrait. Il faut noter que tant que l'échantillon est saturé en eau, cette fonction $e(w)$ est une droite définie par l'équation 3.15 définie ci-dessus. Les essais de retrait ont porté sur les matériaux donnés dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4: Liste des essais de retraits effectués

Matériaux	β (%)
Boues Westwood	-
Boues Waite-Amulet	-
MSB till-boues Westwood	30 ; 40 ; 50
MSB sable-boues Westwood	30 ; 40 ; 50

3.4.3 Essais de perméabilité

Les essais de perméabilité nous ont servi à déterminer les valeurs de conductivités hydrauliques saturées (k_{sat}) de matériaux de base et des différents MSBs amendés ou non. La conductivité hydraulique saturée est un paramètre traduisant la facilité avec laquelle un fluide peut circuler au travers d'un milieu poreux et permet de quantifier le débit d'écoulement du fluide à travers le matériau analysé. La perméabilité n'est pas une propriété intrinsèque d'un sol mais dépend de plusieurs paramètres parmi lesquels l'indice des vides (e) et le degré de saturation (S_r) qui jouent un rôle clé lors de la détermination des valeurs de k_{sat} au laboratoire. Il faut absolument que le matériau soit saturé ($S_r = 1$) sinon la conductivité hydraulique, considérée saturée alors que ce n'est

pas le cas, peut être sous-estimée sachant que la conductivité hydraulique non saturée ($S_r < 1$) est toujours inférieure à la conductivité hydraulique saturée (Mbonimpa et al., 2006a).

Deux principaux types d'essai de perméabilité peuvent être réalisés au laboratoire dans le but de déterminer la conductivité hydraulique saturée des matériaux : les essais au perméamètre à parois rigides et les essais au perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale). Une comparaison de la conductivité hydraulique saturée mesurée avec la paroi flexible suivant la norme ASTM D5084-03 et celle obtenue avec la paroi rigide a été faite sur des mélanges de till et de boues Westwood. À des porosités des échantillons très proches (0,32 pour la paroi flexible et 0,31 pour la paroi rigide), les résultats obtenus étaient proches ($2,58 \times 10^{-6}$ cm/s pour la paroi flexible et $4,32 \times 10^{-6}$ cm/s pour la paroi rigide). À la suite de cette concordance des résultats obtenues des deux méthodes, des essais au perméamètre à paroi rigides avec charge variable selon la norme ASTM D5856-95 (2007a) ont été essentiellement effectués dans le cadre de ces travaux. La procédure d'essai adoptée est décrite ci-dessous alors que les étapes de réalisation de l'essai en cellule triaxiale sont résumées en Annexe A.

3.4.3.1 Procédures d'essai

Pour les tests, deux types de perméamètres ont été utilisés : des perméamètre de compactage de diamètre 6 pouces (152,4 mm) et de hauteur 120 mm et des perméamètres à charge variable de diamètre 116 mm. Comme le diamètre des perméamètres utilisés sont de 116 mm et 152,4 mm, les essais sont faits sur la fraction granulaire passant au tamis de 14 mm pour être en accord avec la norme régissant les essais de perméabilité. En effet, la norme ASTM D5856-95 (2007) recommande que la taille maximale des grains dans le spécimen soit égale ou plus petite que le sixième ($1/6$) du diamètre du perméamètre afin d'éviter la ségrégation du matériau et réduire la formation des chemins préférentiels.

La réalisation de l'essai de perméabilité en paroi rigide comporte généralement trois étapes :

- La mise en place de l'échantillon de mélanges dans le perméamètre ;
- La saturation de l'échantillon de mélange ;
- La détermination du coefficient de perméabilité.

La mise en place de l'échantillon diffère selon le type de perméamètre utilisé. Pour la mise en place dans le perméamètre de compactage (composé d'une base, d'un cylindre, d'un collet et d'une tête) (figure 3-9), l'échantillon est compacté dans un moule Proctor (avec le cylindre du perméamètre et la base du moule Proctor) conformément aux directives relatives à l'essai de Proctor modifié comme décrites dans la section 3.4.1.1. On prendra le soin de déterminer la masse du système base-cylindre avant le compactage. Après le compactage, le cylindre qui contient l'échantillon est placé sur la base du perméamètre. Cette opération se fait délicatement pour qu'aucune partie de l'échantillon ne soit perdue. On doit s'assurer aussi que le joint d'étanchéité en caoutchouc soit posé au fond de la base du perméamètre ; cela empêchera les fuites entre la base et le cylindre. Et lorsque le cylindre repose solidement sur la base et après avoir pesé le tout, on dépose une pierre poreuse sur le dessus de l'échantillon et on place le collet sur le dessus du cylindre tout en s'assurant qu'un autre joint d'étanchéité entre le cylindre et le collet est bien inséré. La masse de l'échantillon est déterminée en soustrayant de la masse du système base-cylindre contenant l'échantillon la masse du système base-cylindre. On termine le montage en insérant un troisième joint d'étanchéité entre le collet et la tête du perméamètre, en centrant le ressort sur la pierre poreuse et en fixant la tête du perméamètre avec les écrous avant de peser le tout.

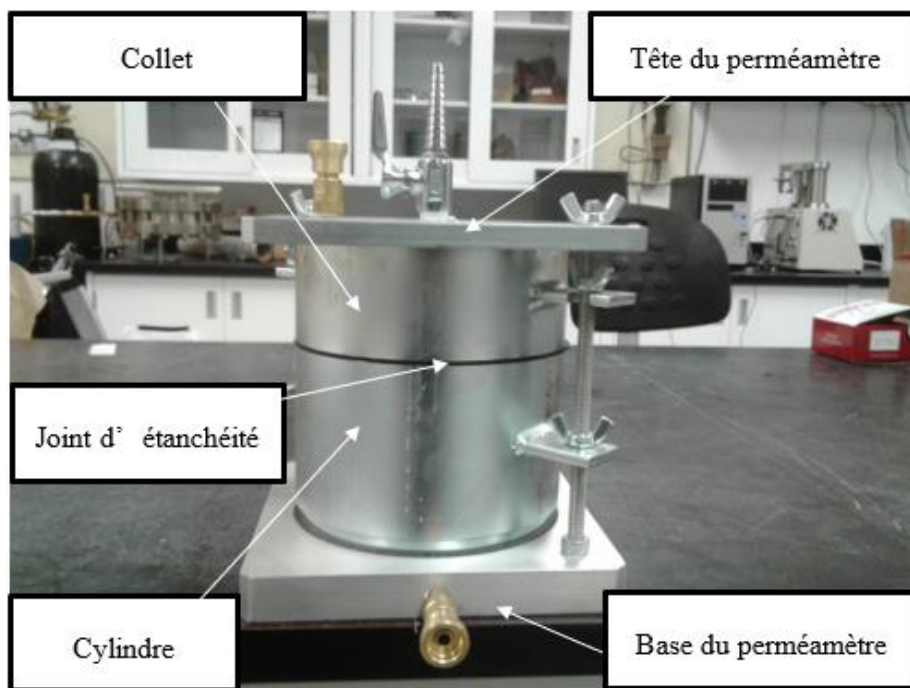


Figure 3-9: Photographie du perméamètre de compactage

Pour la mise en place de l'échantillon dans le perméamètre à paroi rigide (figure 3-10), on commence par mettre de la graisse d'étanchéité sur le pourtour (une seule extrémité) du cylindre et on installe le cylindre (coté graissé) sur la base inférieure du moule. Ensuite on installe le cadre sur le pourtour supérieur du cylindre, on serre les quatre écrous ; on dépose au fond du cylindre une pierre poreuse suivi d'un géotextile préalablement trempé dans de l'eau. Pour pouvoir calculer ultérieurement la hauteur de l'échantillon et sa masse, on mesure la hauteur H_1 (distance séparant le dessus du géotextile du dessus du cadre) en quatre points différents situés à égale distance sur le pourtour du cylindre et on pèse le tout pour déterminer la masse m_1 . Après avoir noté ces premières dimensions et masse, on dépose (à l'aide d'une cuillère) et on compacte dans le perméamètre, en fines couches successives, l'échantillon préalablement préparé. On prendra le soin de mesurer la teneur en eau d'une partie de l'échantillon avant de le déposer dans le perméamètre. La hauteur après compactage de ces couches doit permettre de mettre un autre géotextile, la deuxième pierre poreuse et avoir ainsi une bonne compression du ressort. On mesure la hauteur H_2 (distance séparant la partie supérieure de l'échantillon du dessus du cadre) à quatre reprises aux mêmes endroits que la hauteur H_1 .

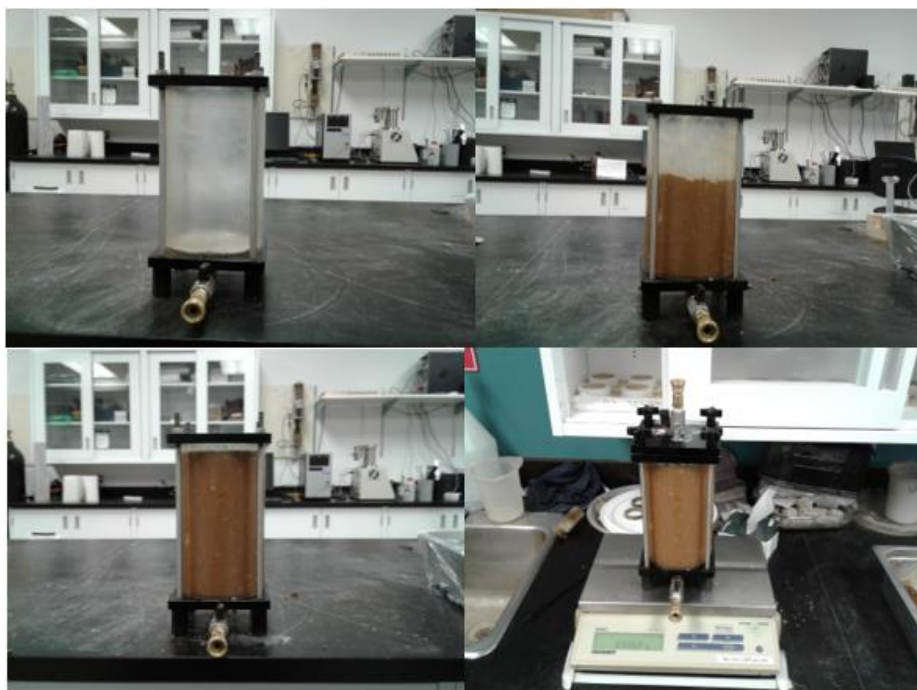


Figure 3-10: Mise en place d'un échantillon dans un perméamètre



Figure 3-11: Mise en saturation d'un échantillon dans le perméamètre

On pèse ensuite le perméamètre contenant l'échantillon et on note la masse m_2 . En se servant des moyennes de H_1 et H_2 , on calcule la hauteur de l'échantillon (L) en faisant la différence des moyennes de H_1 et H_2 . La masse de l'échantillon dans le perméamètre est déterminée de la même manière en faisant la différence des deux masses. Lorsque ces dimensions et masses sont notées, on place un autre géotextile suivi de la deuxième pierre poreuse sur l'échantillon. Il ne reste plus qu'à centrer le ressort sur la pierre poreuse supérieure et à fixer la tête du perméamètre avec les écrous pour terminer le montage.

Après le remplissage du perméamètre, on procède à la saturation de l'échantillon avec de l'eau désaérée. Pendant la saturation, le perméamètre est mis sous succion (sous vide). Ensuite on fait circuler de l'eau désaérée du bas vers le haut à faible gradient pour permettre une saturation quasi-complète des pores (voir figure 3-11). Cette opération durait généralement 24 heures pour les mélanges de sable et de boues et au moins 48 heures pour les mélanges de till et de boues mais pouvait durer plus de 4 jours pour les MSBs amendés avec de la chaux. Le degré de saturation de l'échantillon était déterminé en utilisant la méthode des masse et volume (Chapuis et al., 1989), qui consiste à peser le moule contenant l'échantillon avant et après mise en saturation. Cette méthode permet de calculer le degré de saturation de l'échantillon à tout moment de la mise en saturation.

Pour la mesure de la valeur de k_{sat} , on remplit d'abord d'eau désaérée un tube cylindrique de section (a) jusqu'à un certain niveau h_1 au temps t_1 et on bloque la sortie d'eau par une pince de blocage. Ensuite, on retire la pince pour permettre à l'eau de s'écouler à travers l'échantillon (figure 3-12) et on surveille le niveau de l'eau dans le tube qui atteint la hauteur h_2 au temps t_2 . Enfin, connaissant l'aire (A) et la hauteur (L) de l'échantillon et en mesurant l'intervalle de temps nécessaire ($\Delta t = t_2 - t_1$) pour que le niveau de l'eau dans le tube passe de h_1 à h_2 , la valeur de la conductivité hydraulique saturée est donnée par l'expression suivante :

$$k_{sat} = \frac{aL}{A\Delta t} \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (3.25)$$

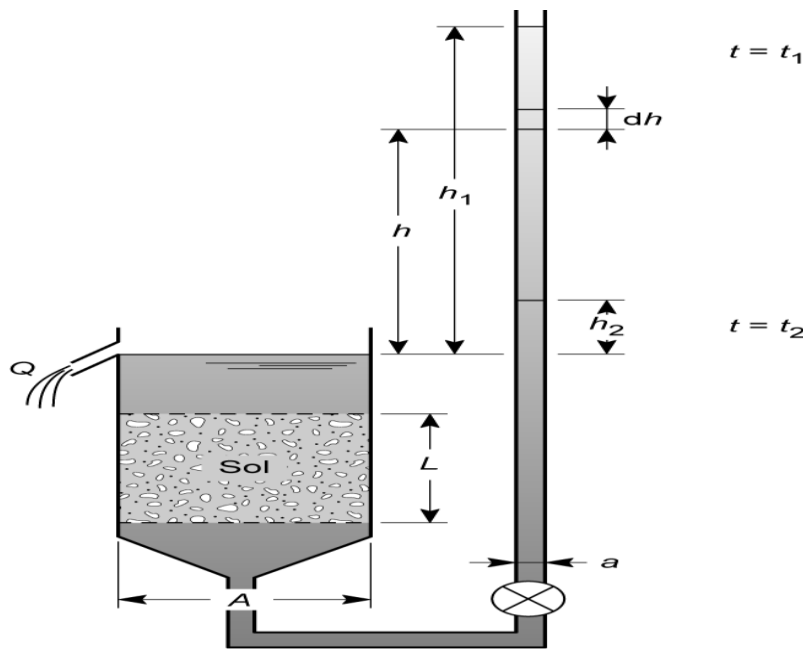


Figure 3-12: Schéma du principe de mesure de la conductivité hydraulique saturée
(https://www.researchgate.net/figure/Schema-du-permeametre-a-charge-variable_fig48_278801957)

3.4.3.2 Essais de perméabilité sur mélanges sols-boues non amendés et amendés

Pour les essais sur les MSBs non amendés, les mélanges ont été convenablement préparés avec le malaxeur comme décrit à la section 3.3.1. Ensuite les mélanges ont été séchés à l'air libre pour viser les teneurs en eau proches des optimum Proctor auxquelles les essais ont été effectués. Les essais ont porté sur les mélanges décrits au tableau 3.3.

Pour les mélanges amendés avec la chaux, les MSBs ont été d'abord préparés comme décrit à la section 3.3.2. Ensuite, les mélanges amendés sont laissés à l'air libre pendant 24 heures avant de les soumettre à l'essai de perméabilité comme décrit ci-dessus. Dans ce projet, l'amendement a été effectué sur les mélanges sols-boues de $\beta = 30\%$ avec des dosages de chaux de 2, 4 et 6%.

3.4.4 Courbe de rétention d'eau

L'objectif recherché de l'essai réalisé en cellule de pression est d'obtenir la courbe de rétention d'eau (CRE) qui est caractéristique fondamentale pour l'analyse du comportement des sols dans des conditions non saturées (cas de CEBC par exemple, voir la section 2.2). L'objectif est aussi d'obtenir différentes relations hydriques fondamentales permettant de décrire le comportement des matériaux déformables non saturés (Mbonimpa et al., 2006b, 2016). Dans ce cas, l'expression de la courbe de rétention d'eau en termes de degré de saturation sous l'effet de la succion ($S_r(\psi)$) est plus appropriée que les relations teneurs en eau gravimétriques ou volumiques en fonction de la succion (Mbonimpa et al., 2006b). Dans le cas de matériaux déformables sous la succion, la courbe de retrait décrivant la variation de l'indice des vides en fonction de la succion $e(\psi)$ est requise pour obtenir la CRE exprimée en termes de $S_r(\psi)$.

Plusieurs équipements permettent de réaliser un essai de rétention d'eau, mais c'est la cellule de pression de 100 bars (10000 kPa) fabriquée par Soilmoisture Equipment Corp. qui permet de déterminer la CRE de matériaux déformables sous la succion. En effet, avec le changement de volume attendu des MSBs, l'utilisation de cet appareil permettra de faire en même temps le suivi du volume de l'échantillon après chaque valeur de succion appliquée. Le principe d'une cellule de pression est illustré à la figure 3-13.

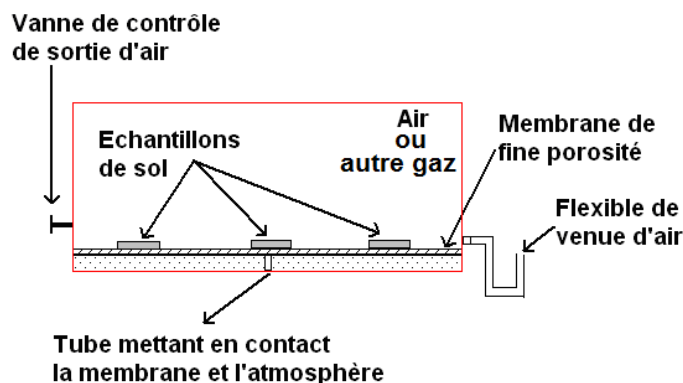


Figure 3-13: Schéma de la cellule de pression (tiré de Saleh-Mbemba, 2010)

La base sur laquelle repose les échantillons est constituée d'une membrane cellulosique de fine porosité. Dans la cellule, les échantillons initialement saturés, placés dans des moules de forme circulaire, sont directement mis en contact avec la membrane de cellulose saturée. La membrane cellulosique a une pression d'entrée d'air assez élevée pour ne pas être désaturée par la pression maximale d'air (gaz) appliquée dans la cellule.

La figure 3-14 représente l'équipement et une partie de l'installation comprenant le circuit pneumatique. Le circuit gazeux dont l'alimentation des différentes voies se fait par une bonbonne contenant de l'azote comprimé comporte deux voies :

- Une voie comportant trois manomètres de pression maximale de 200 kPa, 1000 kPa et 2000 kPa respectivement ;
- Une deuxième voie pour des pressions élevées pouvant aller jusqu'à 9000 kPa contrôlée par le manomètre de la bonbonne de gaz.

Le principe de l'essai consiste à placer un échantillon dans la cellule et d'appliquer sur celui-ci une pression en ouvrant les valves contrôlant l'entrée d'azote. Cette pression sera maintenue au fil du temps et l'eau expulsée des échantillons sera contrôlée périodiquement jusqu'à ce que l'équilibre (plus de suintement d'eau) soit atteint. Ensuite on procède à l'ouverture de l'extracteur, fait les mesures nécessaires (masse et volume) sur l'échantillon avant d'appliquer un autre incrément de pression pour poursuivre le séchage du matériau.



Figure 3-14: Photographie illustrant la cellule de pression de 100 bars (10000 kPa) avec le circuit d'alimentation pneumatique pour l'application de la succion

L'essai est réalisé en suivant la procédure décrite par les normes ASTM D3152 - 72 et ASTM 6836 - 02 avec comme particularité délicate le monitoring du volume de l'échantillon à chaque palier de pression appliquée. La membrane cellulosique ayant une fine porosité est plongée dans un récipient rempli d'eau 24 heures avant le début de l'essai aux fins de saturation. L'échantillon est placé dans un moule (anneau) circulaire de diamètre moyen de 9 cm et d'épaisseur moyenne de 3 cm. En principe cette cellule de pression fonctionne peut fonctionner à la fois avec 12 cylindres (ou moules) de 5 cm de diamètre et de 1 cm de hauteur. Dans ce cas elle est mieux adaptée aux matériaux fins. Étant donné que les MSBs étudiés comportent des particules grossières, des cylindres de diamètre et de hauteur plus grand étaient nécessaires. Comme l'essai a été fait sur la fraction granulaire de 14 mm, des moules de 9 cm de diamètre et de 3 cm de hauteur ont été utilisés pour être en accord avec la norme ASTM D5856-95 (2007) afin d'éviter la ségrégation du matériau et réduire la formation des chemins préférentiels lors de l'écoulement de l'eau.

La procédure de mise en place de l'échantillon dans l'anneau avec la quantité qu'il faut y mettre pour s'assurer de la saturation est la même que celle décrite pour les essais de retrait libre dans les moules (voir section 3.4.2) et est résumée comme suit :

- Placement du matériau dans l'anneau à l'aide d'une cuillère plate jusqu'à ce qu'il dépasse légèrement l'épaisseur de l'anneau tout en assurant de remplir toutes les parties sans emprisonner des poches d'air ;
- Rasage du matériau en excès à l'aide d'une barre d'acier ;
- Pesée de l'anneau contenant l'échantillon pour l'obtention de la masse initiale souhaitée pour un volume connu.

Une fois la mise en place des échantillons dans l'anneau terminée, les échantillons sont placés directement sur la membrane saturée à l'intérieure de l'extracteur (figure 3-15). Avec les moules utilisés, deux échantillons peuvent être testés simultanément. Pour obtenir des résultats plus représentatifs, deux séries de tests sont effectuées l'un après l'autre pour chaque mélange, avec une teneur en eau initiale moyenne pratiquement identique.

Après préparation des échantillons, l'expérimentation proprement dite consiste à appliquer un palier de pression jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. Plusieurs paliers de pression jusqu'à environ 9000 kPa, sont appliqués durant un essai. Une fois l'équilibre atteint, on relâche la pression, évacue l'air par le biais de la vanne de contrôle de l'air et l'échantillon est extrait rapidement de la

cellule dans le but de mesurer le volume de l'échantillon et d'effectuer une pesée de sa masse humide pour en déduire l'indice des vides e_i , la teneur en eau massique w_i et la teneur en eau volumique θ_i correspondants à la succion imposée ψ_i . Le volume de l'échantillon est déterminé en mesurant, avec le vernier, en plusieurs points, les dimensions (épaisseur et diamètre) de l'échantillon.



Figure 3-15: Échantillons de MSBs placés sur une membrane cellulosique dans une cellule de pression de 100 bars (10000 kPa)

CHAPITRE 4 RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET LEUR INTERPRÉTATION

Ce chapitre présente les résultats obtenus sur les essais expérimentaux qui ont porté aussi bien sur les matériaux de base (sols et boues) que sur les différents mélanges sols-boues étudiés. Les travaux ont consisté à faire la caractérisation de base des sols et des boues et à déterminer les propriétés hydrogéotechniques des MSBs à l'aide des essais en laboratoire décrits dans le chapitre 3. Les paramètres physiques étudiés sont la courbe granulométrique et la densité relative des grains solides. L'analyse chimique et la composition minéralogique des sols et des boues ont aussi été déterminées. Les résultats des essais de retrait libre, de compactage, de perméabilité et de rétention d'eau des MSBs sont par la suite présentés.

Ce chapitre présente enfin les résultats sur des MSBs amendés avec de la chaux afin d'évaluer l'effet de cet amendement sur la teneur en eau des MSBs, sur les caractéristiques de compactage ainsi que sur leur conductivité hydraulique saturée.

4.1 Caractérisation des matériaux de base et des MSBs non amendés

4.1.1 Caractéristiques granulométriques et classification

Les courbes granulométriques des matériaux utilisés sont présentées à la figure 4-1. Une analyse granulométrique a été effectuée sur le till, le sable ainsi que sur les deux types de boues. Les principales caractéristiques granulométriques des sols et des boues, à savoir les diamètres D_{10} , D_{30} et D_{60} , les coefficients d'uniformité C_U et de courbure C_c ainsi que le pourcentage de fine P_{80} (particules $< 80 \mu\text{m}$) sont présentées au tableau 4.1.

Les boues sont caractérisées essentiellement par des particules fines avec des pourcentages de passant au tamis $80 \mu\text{m}$ supérieurs à 95% alors que les deux sols ont moins de 50% de particules inférieures à $80 \mu\text{m}$.

Il ressort aussi de ces analyses granulométriques que la distribution granulométrique des deux types de boues est presque similaire, cependant une différence subsiste au niveau des fractions entre $8 \mu\text{m}$ et $160 \mu\text{m}$. En effet le pourcentage de passant au tamis $8 \mu\text{m}$ est de 45% pour les boues Waite Amulet et de 49% pour les boues Westwood et pour le tamis $160 \mu\text{m}$, les boues Waite Amulet présentent un pourcentage de passant de 100% alors que les boues Westwood ont 99% de passant.

Quant aux sols, on remarque que le till présente plus de proportions fines (particules $\leq 80 \mu\text{m}$) avec environ 24% que le sable qui en contient environ 1 %.

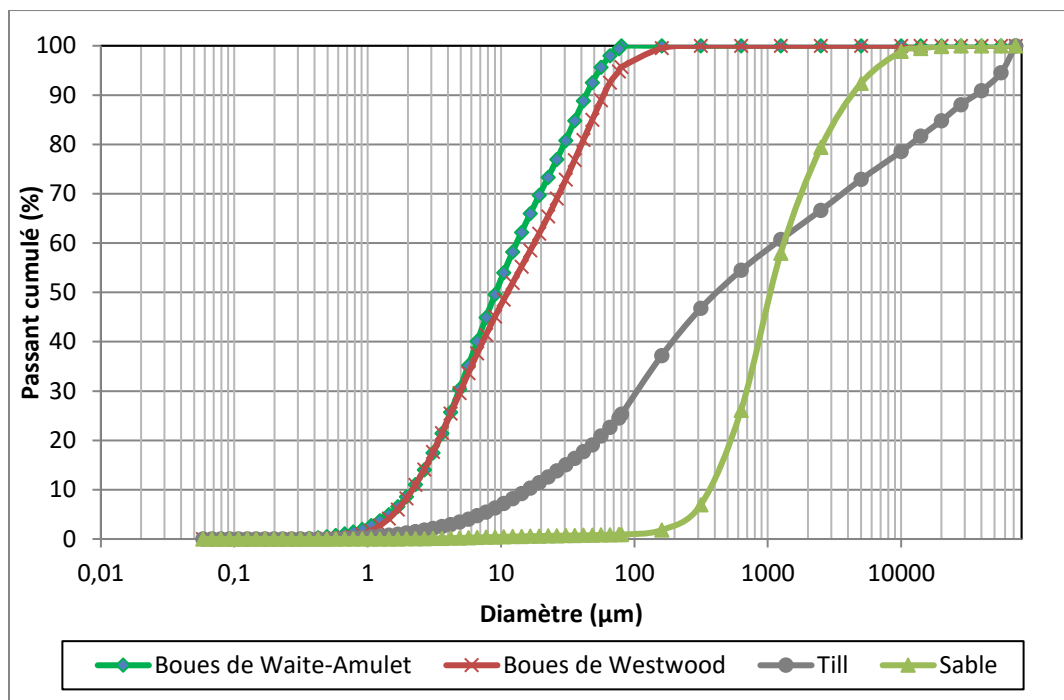


Figure 4-1: Courbes granulométriques des sols et des boues

Tableau 4.1: Paramètres granulométriques des sols et des boues

Matériaux	D_{10} (μm)	D_{30} (μm)	D_{60} (μm)	C_U (-)	C_C (-)	$P_{80} (< 80 \mu\text{m})$ (%)
Till	16,6	101	1250	75,4	0,5	23,8
Sable	400	700	1300	3,3	0,9	0,9
Boues Westwood	2,2	5	18	8,2	0,6	100
Boues Waite-Amulet	2,2	4.9	15	6,8	0,7	100

Selon le système ASTM de classification des sols (norme ASTM D2487-06), le sable, à granulométrie serrée, peut être classé comme SP (sable mal gradué) et le till, avec une granulométrie étalée, correspond à un matériau de type SM (sable silteux) avec une granulométrie

étalée. Les deux boues sont fines et peuvent être classées comme MH (silt inorganique) considérant que les limites de liquidité et de plasticité qui étaient, respectivement, de 192% et 110%, pour les boues Westwood, et de 217% et 160%, pour les boues Waite Amulet.

Les figures 4-2 et 4-3 montrent les distributions granulométriques pour les boues Westwood, les sols et des MSBs avec des teneurs en boues β de 30, 40 et 50 %. Les courbes granulométriques des mélanges de sols et des boues Waite Amulet sont présentées en Annexe B. Pour ces mélanges, des teneurs en eau initiales autour de 175% et de 200% ont été, respectivement, considérées pour les boues Westwood (comme utilisé par Mbonimpa et al., 2016) et les boues Waite Amulet tandis que le till et le sable avaient, respectivement, des teneurs en eau de 7,5% et de 3,5%. Les courbes de distribution granulométrique de tous les mélanges considérés pour différentes teneurs en boues se situent entre les courbes pour les boues seules et les courbes pour le sol seul et les courbes pour les MSBs restent très proches de celle du sol seul. Ce qui indique que la distribution granulométrique des mélanges, même jusqu'à 50%, reste très proche de celle du sol seul.

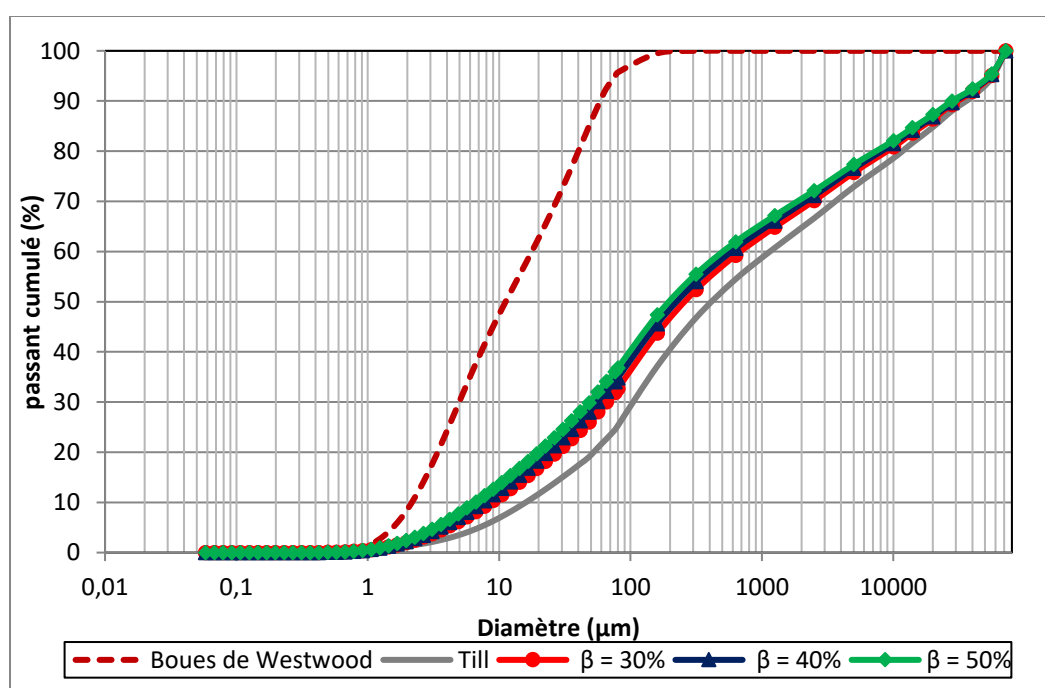


Figure 4-2: Courbes granulométriques du till, des boues Westwood et des mélanges till-boues Westwood à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)

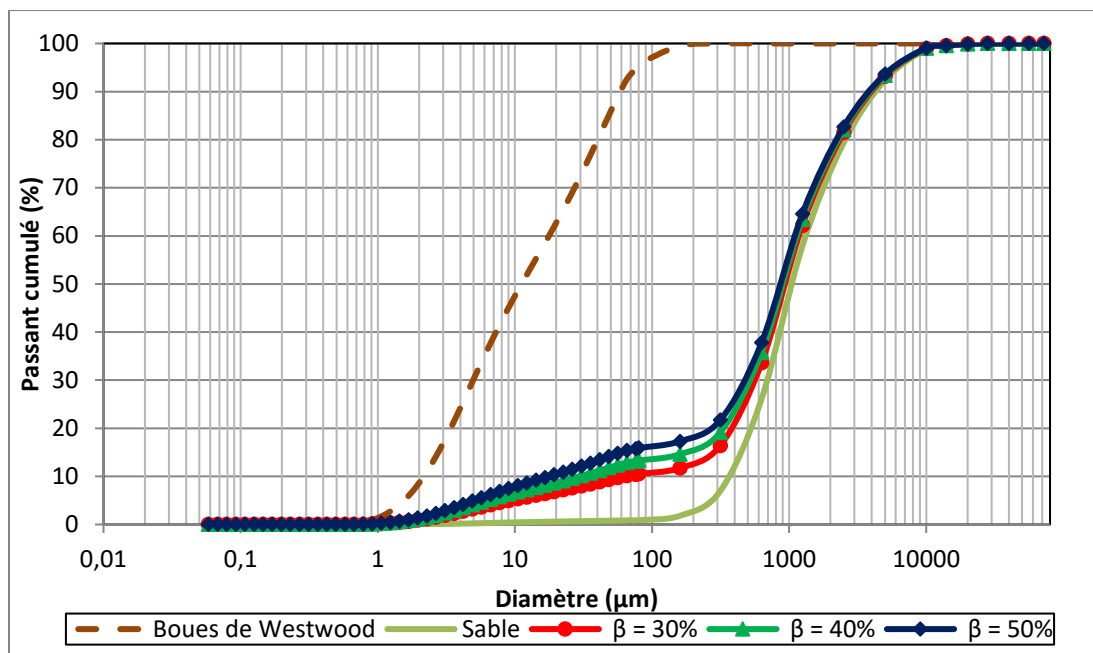


Figure 4-3: Courbes granulométriques du sable, des boues Westwood et des mélanges sable-boues Westwood à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)

Les caractéristiques granulométriques des différents mélanges sont résumées dans les tableaux 4.2 (pour les mélanges de till et de boues) et 4.3 (pour les mélanges de sable et de boues). Pour les mélanges de sable et de boues, le pourcentage de particules passant le tamis 80 μm augmente régulièrement suivant la teneur en boues du mélange passant de 0,9% pour le sable seul à environ 10% lorsque $\beta = 30\%$. Pour les mélanges de till et de boues, ce pourcentage passe de 23,8% à environ 31% pour $\beta = 30\%$. Le diamètre effectif D_{10} , correspondant à 10% de passant sur la courbe de distribution granulométrique est de 16,6 μm pour le till et de 400 μm pour le sable. Pour les mélanges de sols et de boues, D_{10} diminue légèrement par rapport au sol passant de 9 μm à 6,5 μm pour les mélanges de till et de boues quand β varie de 30 % à 50% et de 70 μm à 15 μm pour les mélanges de sable et de boues pour les mêmes valeurs de β . Le coefficient d'uniformité C_U est de 75,4 pour le till seul et de 77,8 pour les mélanges avec $\beta = 30\%$. Par rapport au till seul, ce coefficient augmente avec l'ajout de la boue dans le mélange et reste toujours compris entre 20 et 200. Donc, le till de même que les mélanges de till et de boues restent un matériau à granulométrie étalée. Les mélanges de till et de boues peuvent être classés comme des matériaux de type SM.

Tableau 4.2: Paramètres granulométriques du till et des mélanges de till et de boues

Matériaux		D_{10} (μm)	D_{30} (μm)	D_{60} (μm)	C_U	C_C	P_{80} (%)	Classification USCS
Till seul ($\beta = 0$)		16,57	101	1250	75,4	0,5	23,8	SM
$\beta = 30 \%$	Westwood	9	70	700	77,8	0,8	31,8	SM
	Waite Amulet	9	78	700	77,8	1	31,2	SM
$\beta = 40 \%$	Westwood	7,5	60	600	80	0,8	34	SM
	Waite Amulet	8	50	650	81,3	0,5	33,4	SM
$\beta = 50 \%$	Westwood	6,5	50	500	76,3	0,8	36,3	SM
	Waite Amulet	6,5	50	590	90,7	0,6	35,4	SM

Tableau 4.3: Paramètres granulométriques du sable et des mélanges de sable et de boues

Matériaux		D_{10} (μm)	D_{30} (μm)	D_{60} (μm)	C_U	C_C	P_{80} (%)	Classification USCS
Sable seul ($\beta = 0$)		400	700	1300	3,3	0,9	0,9	SP
$\beta = 30 \%$	Westwood	70	575	1150	16,4	4,1	11	SP-SM
	Waite Amulet	70	580	1175	16,8	4,1	10,2	SP-SM
$\beta = 40 \%$	Westwood	30	540	1173	39,1	8,3	13,9	SM
	Waite Amulet	28	550	1170	41,8	9,2	12,9	SM
$\beta = 50 \%$	Westwood	19	490	1173	61,8	10,8	16,6	SM
	Waite Amulet	15	500	1170	78	14,3	15,5	SM

Le coefficient d'uniformité du sable est de 3,25 et d'environ 16 pour les mélanges de sable et de boues avec une teneur en boues de 30%. Ce coefficient augmente quand β augmente aussi. Ainsi

la granulométrie des mélanges de sable et de boues passe de semi-étalée pour $\beta = 30\%$ à une granulométrie étalée pour $\beta = 40\%$ et 50% . Les mélanges de sable et de boues sont classés comme des matériaux de type SP-SM quand $\beta = 30\%$ et de type SM lorsque $\beta = 40\%$ ou 50% . Donc l'ajout de la boue dans le mélange sable-boues rend le mélange de plus en plus silteux.

4.1.2 Densité relative des grains

Les valeurs mesurées des densités relatives des sols et des boues de traitement du DMA sont présentées au tableau 4.4. Le till et le sable ont respectivement des densités relatives de 2,7 et 2,8. Pour les boues, on constate que celles de Waite Amulet sont caractérisées par une densité plus élevée, soit environ 2,6, par rapport à celle des boues Westwood qui est de 2,4. Cette faible valeur de D_r des boues Westwood peut être expliquée par la présence de gypse (avec $D_r \approx 2,3$) en proportion très élevée alors que les boues Waite Amulet sont constituées de minéraux de forte densité et en proportion importantes (voir détails dans les résultats des analyses minéralogiques dans la section 4.1.4 ci plus bas).

Le tableau 4.5 montre les densités relatives des grains solides calculées à l'aide de l'équation 3.6 pour les différents mélanges étudiés. Pour ces calculs, les densités relatives des grains solides données dans le tableau 4.4 ont été utilisées. Les teneurs en eau considérées sont, respectivement, de 3,5% et 7,5% pour le sable et le till et de 175 % et 200 % pour les boues Westwood et Waite Amulet. Dans l'ensemble, pour un MSB, la valeur de la densité spécifique diminue avec l'augmentation de β en raison de la faible valeur de $D_{r\text{-boues}}$ par rapport à $D_{r\text{-sol}}$.

Tableau 4.4: Densités relatives des sols et boues

Matériaux	Densité relative, D_r
Till	2,7
Sable	2,8
Boues Westwood	2,4
Boues Waite Amulet	2,6

Tableau 4.5: Densités relatives des MSBs étudiés

β (%)	Till-Westwood	Till-Waite Amulet	Sable-Westwood	Sable-Waite Amulet
30	2,63	2,65	2,75	2,78
40	2,62	2,65	2,74	2,77
50	2,61	2,65	2,73	2,77

4.1.3 Résultats des analyses chimiques

Les analyses chimiques effectuées dans le cadre de ce projet comprennent l'analyse du soufre et du carbone totaux par la fournaise à induction (voir détails à la section 3.2.3) et la spectrométrie ICP-AES pour l'analyse chimique élémentaire (voir détails à la section 3.2.3). Les tableaux 4.6 et 4.7 présentent respectivement les résultats des analyses du soufre total et du carbone et de la spectrométrie par ICP-AES réalisées sur les sols et les boues.

Le tableau 4.6 montre que le till et le sable ont des teneurs en soufre et en carbone très faibles. En ce qui concerne les boues, on peut observer une teneur en soufre plus élevée dans les boues Westwood (6,5%) comparativement à celle dans les boues Waite Amulet (0,8%). Par contre, la teneur en carbone totale est plus faible dans les boues Westwood (0,6%) que dans les boues Waite Amulet (2,1%). Ces résultats montrent que les boues Westwood pourraient être plus riches en minéraux sulfureux si on les compare aux boues Waite Amulet.

Tableau 4.6: Résultats des analyses du soufre et du carbone totaux par fournaise à induction

Éléments (% p/p)	Boues Westwood	Boues Waite- Amulet	Till	Sable
C_{total}	0,65	2,06	0,05	0,05
S_{total}	6,537	0,758	0,048	0,023

Tableau 4.7: Résultats des analyses chimiques des boues et des sols par ICP-AES

Éléments (mg/kg)	Boues Westwood	Boues Waite- Amulet	Till	Sable
Al	36470	36130	58910	56670
As	<5	<5	<5	<5
Ba	35	53	301	235
Be	<5	<5	<5	<5
Bi	<5	<5	<5	<5
Ca	103900	57920	21840	20650
Cd	<5	<5	<5	<5
Co	<5	<5	<5	<5
Cr	29	33	140	90
Cu	<10	1383	<10	<10
Fe	118800	178900	27300	25740
K	263	689	9910	8330
Li	30	17	26	28
Mg	15740	23290	12810	10130
Mn	2172	5332	410	423
Mo	<5	<5	<5	<5
Na	1350	298	23500	22800
Ni	<5	<5	<5	<5
Pb	<5	<5	<5	<5
S	81500	9024	1636	1197
Ti	25	<25	2896	2599
Zn	222	6467	<55	59

4.1.4 Résultats des analyses minéralogiques

Dans le cadre de ce projet, la caractérisation quantitative et qualitative de la minéralogie des matériaux utilisés a été réalisée par diffraction des rayons X (DRX) (voir détails à la section 3.2.4). Les résultats de DRX sur les boues et les sols sont respectivement présentés sur les figures 4.4 et 4-5. On peut observer sur la figure 4-4 que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et le corindon (Al_2O_3) constituent les phases minérales majeures dans les boues Westwood (80% et 16%, respectivement). Par contre, le quartz (SiO_2) se présente en phase mineure avec une teneur de 4%. La calcite (CaCO_3), le corindon et le quartz constituent les phases minérales des boues Waite Amulet (51%, 35% et 14%, respectivement).

En ce qui concerne les sols, on peut observer sur la figure 4-5 que le quartz et l'albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) constituent majoritairement les principales phases minérales aussi bien dans le till (35% et 42%, respectivement) que dans le sable (54% et 35%, respectivement). Le sable est caractérisé également par 11% de cordiérite ($\text{Al}_3\text{Mg}_2\text{AlSi}_5\text{O}_{18}$) et des traces de muscovite 2MI ($\text{KAl}_2(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH},\text{F})_2$) et de chlorite IIb ($(\text{FeMgAl})_6(\text{SiAl})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$). Le till minoritairement composé de muscovite 2MI (10%), de chlorite IIb (7%) et de cordiérite (5%) présente aussi des traces de pyrite (FeS_2), de sphalérite (ZnS) et de rutile (TiO_2).

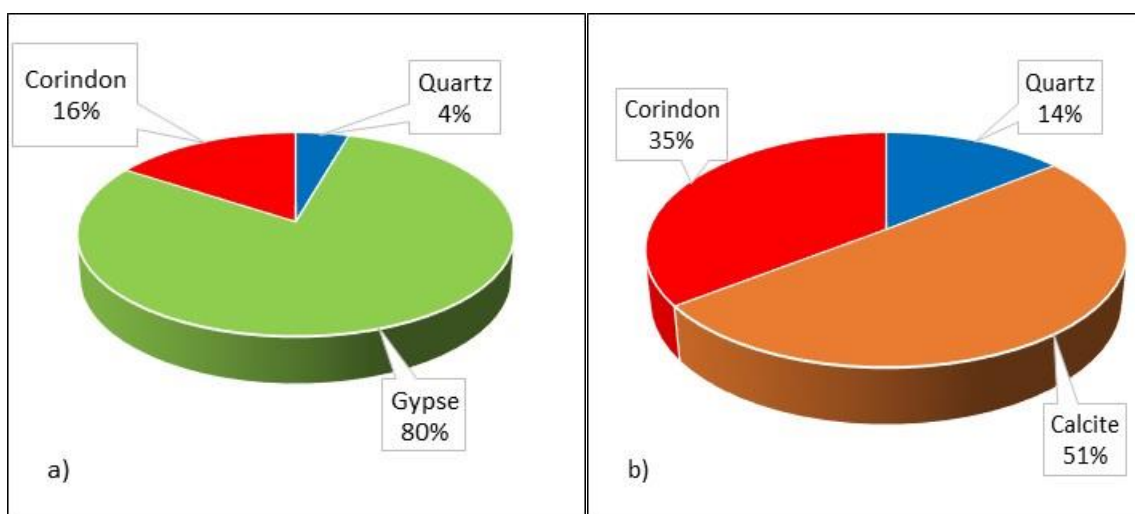


Figure 4-4: Résultats des analyses minéralogiques sur les boues : a) Boues Westwood et b) Boues Waite Amulet

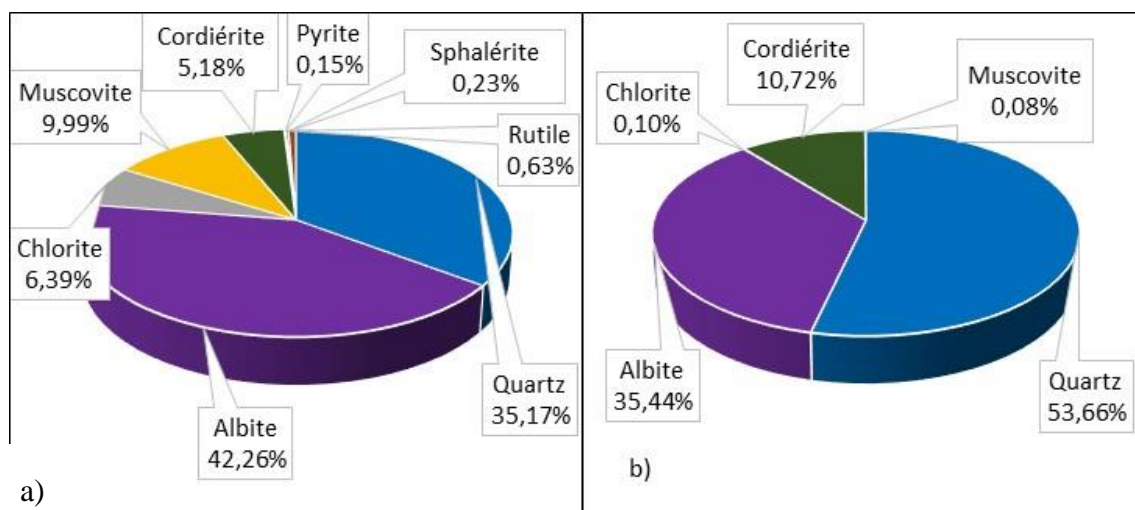


Figure 4-5: Résultats des analyses minéralogiques sur les sols: a) till et b) sable

4.1.5 Comportement environnemental des matériaux

Les résultats du potentiel de génération d'acide des matériaux selon le critère décrit à la section 3.2.3 sont présentés dans le tableau 4.8. Le potentiel de génération d'acide (PA) et de neutralisation (PN) ont été estimés à partir des pourcentages de soufre et de carbone contenus dans l'échantillon (équations 3.6 et 3.7). Cette méthode se base sur l'hypothèse selon laquelle tout le soufre est sous forme de pyrite et le carbone sous forme de calcite. Au vu des résultats du tableau 4.8, on soutiendrait que les boues Westwood sont potentiellement générateurs d'acide. Cependant, les résultats des analyses minéralogiques par DRX (figure 4-4) ne décèlent pas la présence de pyrite dans les boues Westwood. Donc ce soufre contenu dans ces boues proviendrait du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) sous forme de sulfate.

Tableau 4.8: Comportement environnemental des matériaux

Matériau	% Carbone	% Soufre	PA (kg CaCO_3/t)	PN (kg CaCO_3/t)	RPN	Signification
Boue WA	2,06	0,758	23,69	171,6	7,24	Non PGA
Boue WW	0,65	6,537	204,3	54,1	0,26	Non PGA
Sable	0,05	0,023	0,72	4,2	5,79	Non PGA
Till	0,05	0,048	1,5	4,2	2,78	Non PGA

4.2 Essais de compactage

Cette section présente les résultats obtenus des essais Proctor tel que décrits à la section 3.4.1. Il s'agit de résultats obtenus pour les sols utilisés dans les mélanges (sable et till) d'une part et pour les MSBs de l'autre.

4.2.1 Essais de compactage du sable et du till utilisés dans les MSBs

Les figures 4-8 et 4-9 présentent les résultats obtenus (relation densité sèche ρ_d en fonction de la teneur en eau w) pour les essais Proctor modifiés (ASTM D1557-00) sur les sols seuls. Ces figures présentent aussi les variations de la densité sèche en fonction de la teneur en eau à des degrés de saturation S_r de 60, 80 et 100% (selon l'équation 3.12). Les densités relatives des grains solides D_r utilisés pour construire ces courbes sont données dans le tableau 4.4. Le till présente une teneur en

eau optimale de 6% pour une densité sèche maximale de 2150 kg/m^3 . Quant au sable la teneur en eau optimale est de 9,3% pour une densité sèche maximale de 2020 kg/m^3 . À l'optimum Proctor, les degrés de saturation sont respectivement de 69% et 66% pour le till et pour le sable.

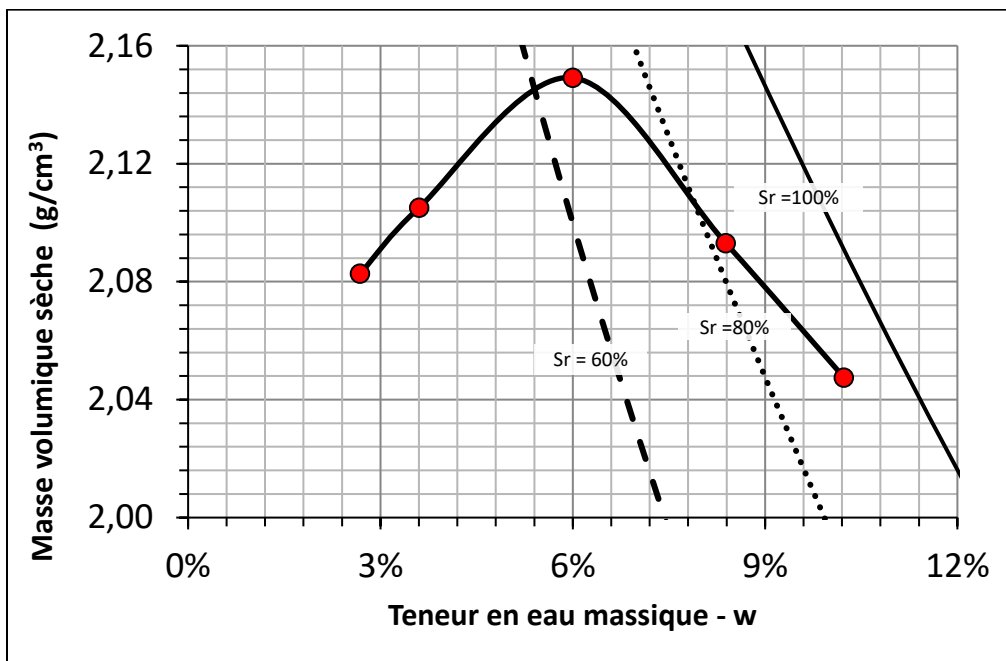


Figure 4-6: Courbe Proctor du till

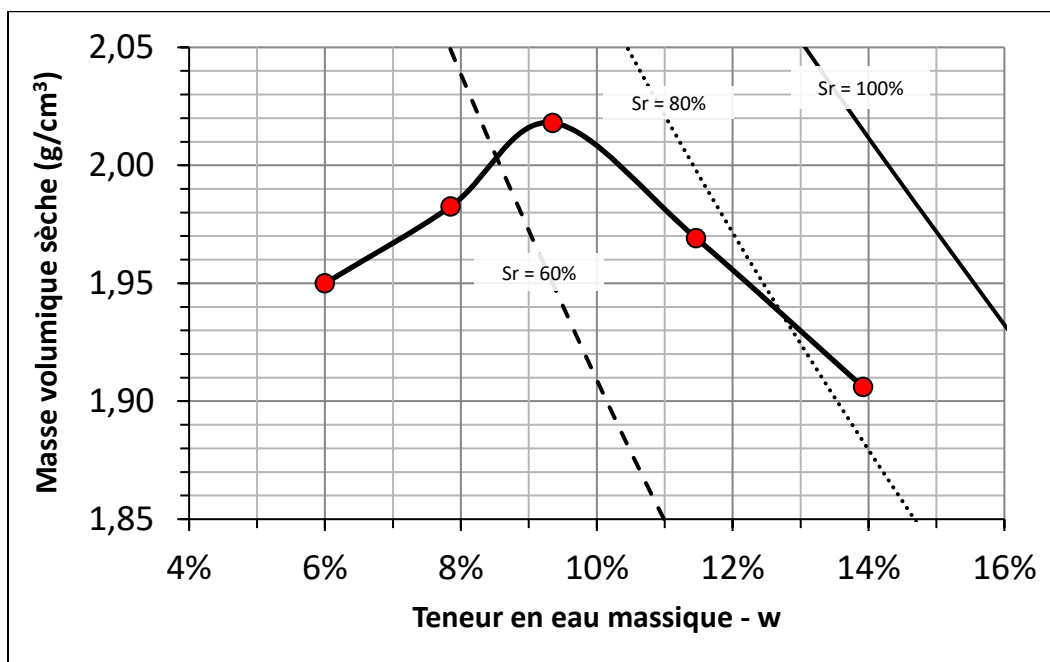


Figure 4-7: Courbe Proctor du sable

4.2.2 Essais de compactage des MSBs

Comme mentionné à la section 3.4.1.1, les essais Proctor modifiés ont été effectués sur différents mélanges de sols et de boues contenant 30%, 40% et 50% de teneurs en boues. Les teneurs en eau initiales du sable et du till utilisés dans les différents MSBs sont respectivement de 3,5% et de 7,5%. Tous les mélanges ont été préparés avec les boues Westwood et Waite Amulet à des teneurs en eau initiales respectives de 175% et de 200%.

Sur les figures 4.8 et 4.9 sont présentées les courbes Proctor modifié de chaque sol seul et des différents MSBs préparés sur la base de ce sol et des boues Westwood, les variations de la densité sèche en fonction de la teneur en eau à des degrés de saturation de 60, 80 et 100%. Les densités relatives des grains solides D_r utilisées pour construire ces courbes sont données dans le tableau 4.5. Il convient de mentionner que les valeurs D_r varient pour chaque MSB en fonction de la teneur en boue β . Pour ne pas surcharger les figures présentées ci-dessous, une valeur moyenne des différentes densités relatives des grains solides des mélanges de chaque figure a été utilisée. Ces figures montrent également les teneurs en eau naturelles des mélanges à des teneurs en boues de 30, 40 et 50%. Les mélanges de sols et des boues Waite Amulet sont présentées en Annexes C.

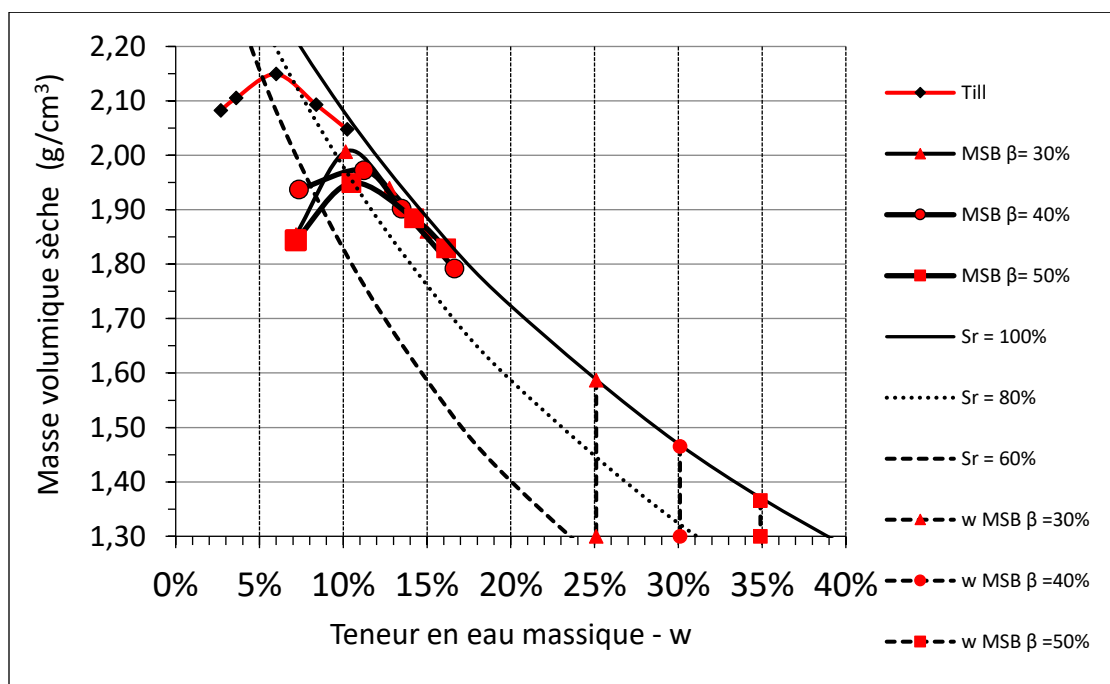


Figure 4-8: Courbes de Proctor modifié de mélanges de till et de boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)

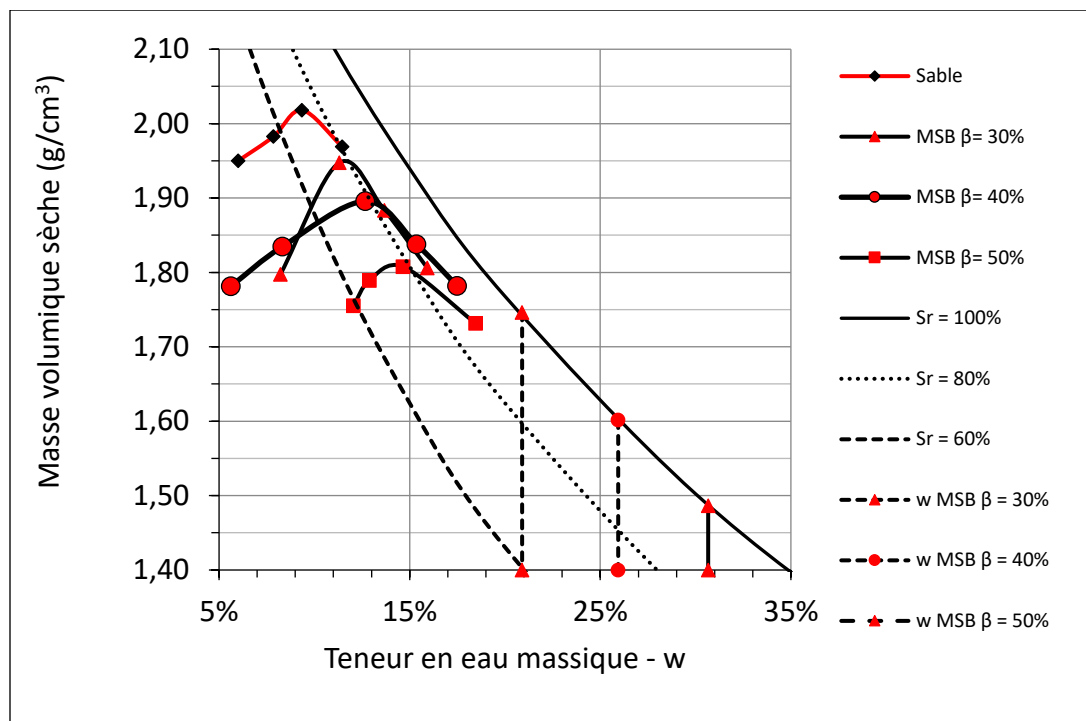


Figure 4-9: Courbes Proctor modifié de mélanges de sable et de boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)

Dans l'ensemble, l'ajout de la boue dans le till et dans le sable a pour effet d'augmenter la teneur en eau optimale et de diminuer la densité sèche maximale du mélange par rapport au sol seul. La même tendance est observée pour les différents mélanges testés si la teneur en boues (β) augmente dans le mélange.

Pour les mélanges de till et de boues (figures 4-8 et A4), quand β augmente de 30% à 50%, la densité sèche maximale (ρ_{dopt}) diminue de 2010 à 1950 kg/m³ avec les boues Westwood et de 1850 à 1740 kg/m³ avec les boues Waite-Amulet. La teneur en eau optimale (w_{opt}) augmente de 10,1% à 14,5%. Pour les mélanges de sable et de boues (voir figure 4-9 et A5), la densité sèche à l'optimum Proctor passe de 1950 à 1810 kg/m³, avec les boues Westwood, quand β varie de 30 à 50% et de 1895 à 1770 kg/m³, avec les boues Waite Amulet, pendant que la teneur en eau à l'optimum variait de 11,5% à 16,5%.

Les tableaux 4-8 et 4-9 résument les principales caractéristiques des sols et des différents mélanges obtenues à l'optimum Proctor, à savoir la porosité à l'optimum n_{opt} , le degré de saturation S_{r-opt} , la teneur en eau w_{opt} et la masse volumique sèche maximale ρ_{d-opt} . Pour les différents mélanges, $0,24 \leq n_{opt} \leq 0,36$ et $68\% \leq S_{r-opt} \leq 90\%$ ont été obtenus à l'optimum. Dans l'ensemble, pour un sol et

un type de boues donnés, n_{opt} et w_{opt} augmentent avec l'augmentation de la teneur en boues ($30\% \leq \beta \leq 50\%$) à l'optimum Proctor tandis que ρ_{d-opt} diminue. Le degré de saturation S_{r-opt} augmente quand on passe de $\beta = 0\%$ à $\beta = 40\%$ mais semble diminuer à $\beta = 50\%$.

Tableau 4.9: Résultats des essais de compactage Proctor modifié du till et des différents mélanges till-boues.

Matériaux		n_{opt}	S_{r-opt} (%)	w_{opt} (%)	ρ_{d-opt} (kg/m ³)
Till seul ($\beta = 0$)		0,19	68	6	2150
$\beta = 30\%$	Westwood	0,237	87	10,1	2010
	Waite Amulet	0,303	70	11,2	1850
$\beta = 40\%$	Westwood	0,247	90	11,2	1970
	Waite Amulet	0,324	75	11,1	1790
$\beta = 50\%$	Westwood	0,253	80	15	1950
	Waite Amulet	0,343	76	14,5	1740

Tableau 4.10: Résultats des essais de compactage Proctor modifié du sable et des différents mélanges sable-boues.

Matériaux		n_{opt}	S_{r-opt} (%)	w_{opt} (%)	ρ_{d-opt} (kg/m ³)
Sable seul		0,279	68	9,3	2020
$\beta = 30\%$	Westwood	0,292	75	11,5	1950
	Waite Amulet	0,315	80	13,5	1895
$\beta = 40\%$	Westwood	0,308	79	12,7	1900
	Waite Amulet	0,335	78	14	1845
$\beta = 50\%$	Westwood	0,337	77	14,5	1810
	Waite Amulet	0,364	82	16,5	1770

Les figures 4-8 et 4-9 montrent également les teneurs en eau naturelles des différents mélanges à des teneurs en boues de 30, 40 et 50% (voir tableau 3.2). Pour chaque mélange considéré, la teneur en eau naturelle est plus élevée que la teneur en eau optimale. Le tableau 4.10 montre les densités sèches que l'on obtiendrait si ces mélanges pouvaient être compactés jusqu'à saturation à leurs teneurs en eau naturelles. Ces densités peuvent être calculés à l'aide de l'équation 3.11. On observe que ces densités sèches sont très faibles par rapport aux valeurs obtenues à l'optimum Proctor (comparer avec les valeurs des Tableaux 4.8 et 4.9). Autrement dit, les mélanges sols-boues dans leurs états naturels tels quels, sont difficiles à compacter. La teneur en eau naturelle très élevée fait que l'eau occupe une grande partie des vides du mélange et absorbe une portion importante de l'énergie de compactage, ce qui empêche les grains solides d'adopter une structure plus dense.

Tableau 4.11: Densités sèches (kg/m^3) des MSBs compactés à leur teneur en eau naturelle jusqu'à saturation

β (%)	Till-Westwood	Till-Waite Amulet	Sable-Westwood	Sable-Waite Amulet
30	1587	1564	1746	1715
40	1465	1442	1602	1566
50	1366	1343	1486	1448

4.3 Résultats des essais de retrait libre

Des essais de retrait ont été effectués en laboratoire suivant la procédure décrite au chapitre 3 (section 3.4.2). Ces essais ont été effectués sur les boues seules et sur différents MSBs avec des teneurs en boue β de 30, 40 et 50%. Ces mélanges ont été préparés en utilisant des échantillons de sols avec des teneurs en eau initiales de 3,5% pour le sable et 7,5% pour le till. Les teneurs en eau initiales des boues étaient respectivement de 175% pour les boues Westwood. Les essais ont été réalisés dans des conditions de laboratoire où la température variait entre 19 et 24°C et l'humidité relative entre 40 et 70%.

Dans cette section, différents résultats obtenus lors de ces essais sont présentés. Comme c'est le cas usuellement suivi, la courbe de retrait est représentée dans ce projet selon la relation entre

l'indice des vides e et la teneur en eau massique w correspondante (Mbonimpa et al., 2006b ; Saleh-Mbemba, 2010). Les principaux résultats de cette investigation sont présentés dans les figures 4-10 à 4-14 et en Annexe D.

Les figure 4-10 et 4-11 montrent les photos typiques des échantillons de boues (figure 4-10) et de MSBs à base de boues Westwood (figure 4-11) à la fin du retrait. Ces figures mettent en évidence que, qualitativement, les boues seules se rétrécissent considérablement par rapport aux MSBs.

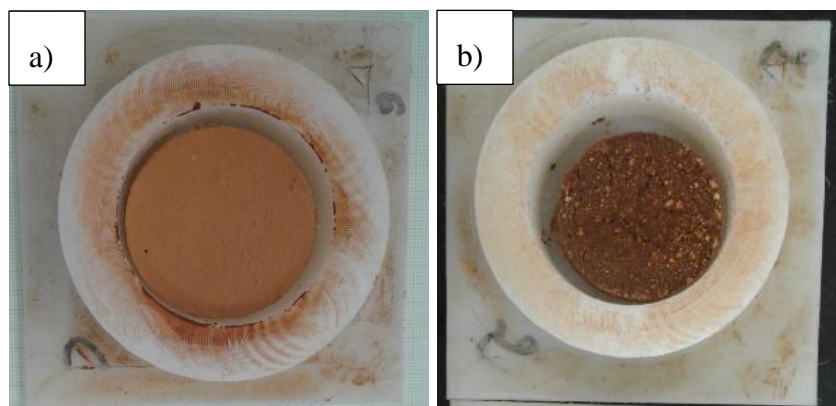


Figure 4-10 Photographies typiques montrant des échantillons de boues seules à la fin du retrait libre dans les moules : a) boues Westwood. b) boues Waite Amulet

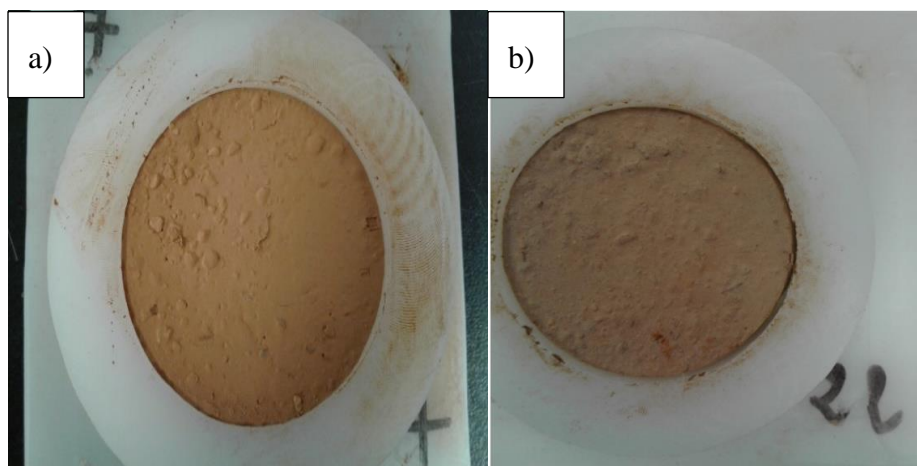


Figure 4-11 Photographies typiques montrant des échantillons de MSBs (teneur en boue $\beta = 30\%$) à la fin du retrait libre dans les moules : a) mélange sable-boues Westwood. b) mélange till-boues Westwood

Les figures 4-12 et 4-13 montrent les courbes de retrait de MSBs à base des boues Westwood. Ces courbes montrent la variation de l'indice des vides e d'échantillons initialement saturés sous l'action d'une diminution de la teneur en eau massique w due uniquement à l'effet de l'évaporation. La ligne de saturation (d'équation $e = wD_r$) est également présentée. Pour les courbes des MSBs, puisque les valeurs de D_r des différents mélanges sont proches, une valeur moyenne a été utilisée pour représenter la courbe de saturation.

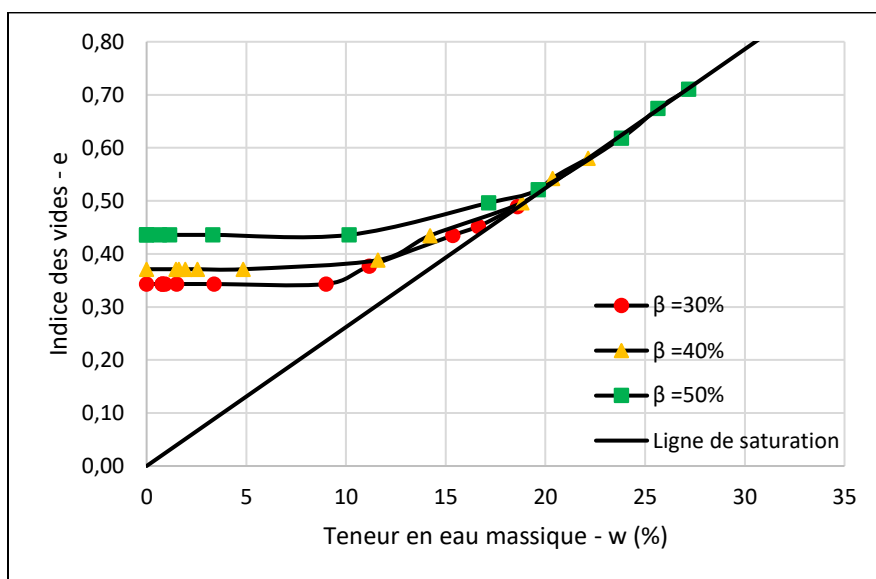


Figure 4-12 Courbes de retrait des mélanges till-boues Westwood (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)

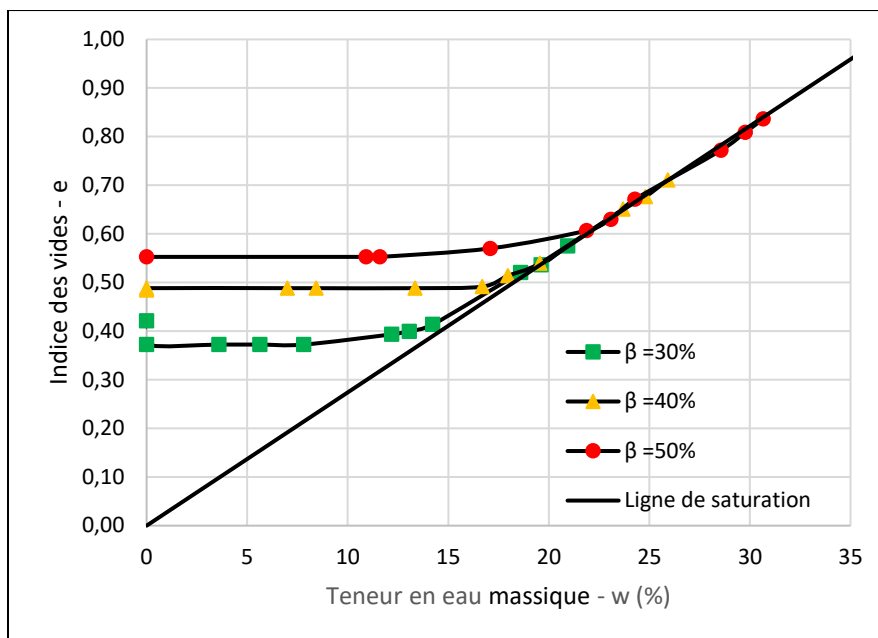


Figure 4-13 Courbes de retrait des mélanges sable-boues Westwood (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)

Ces courbes présentent une forme sigmoïdale avec des parties linéaires et curvilignes déterminant ainsi les phases successives de retrait, comme indiqué par Mbonimpa et al (2006b), avec l'absence d'une phase de retrait structural. D'abord, ces courbes montrent un retrait normal à la phase où l'échantillon reste toujours saturé : la courbe de retrait suit la ligne de saturation. Dans cette phase, la diminution de volume de l'échantillon est simplement égale au volume d'eau perdue. Ensuite, cette phase est suivie par une phase très courte de retrait résiduel où l'échantillon commence à se désaturer. Cette désaturation s'accompagne d'une diminution de volume de l'échantillon. Enfin, les courbes se terminent par une phase appelée retrait zéro. Cette phase est marquée par une diminution de la teneur en eau de l'échantillon à volume constant. Dans cette phase commune à tous les matériaux poreux, les espaces intergranulaires perdent leur eau au profit de l'air sans déformation (Saleh-Mbemba, 2010).

En ingénierie géotechnique, la limite de retrait w_s est définie comme étant la teneur en eau maximale que peut avoir un sol sans changer de volume. Elle est obtenue, en utilisant les volumes initial (V_0) et final (V_f), la masse des particules solides (M_s) et la teneur en eau initiale (w_0) de l'échantillon (en suivant la norme ASTM D4943), selon l'expression suivante :

$$w_s = w_0 - \left[\frac{(V_0 - V_f) * \rho_w}{M_s} \right] * 100 \quad (4.1)$$

Cette limite de retrait peut également être obtenue graphiquement sur la courbe de retrait $e - w$ comme étant l'intersection entre la ligne de saturation et la ligne horizontale, passant par l'indice des vides final e_f , indiquant la phase de retrait nul (Mbonimpa et al., 2006b ; Head, 2006).

Selon l'équation 4.1, la limite de retrait w_s est d'environ 99% pour les boues de Westwood et de 102% pour les boues de Waite-Amulet. Déterminées graphiquement, ces limites de retrait sont d'environ 100%.

Le retrait volumique (ou la déformation volumique) à la fin du processus de retrait a été calculé en utilisant les indices des vides initial (e_0) et final (e_f) de chaque échantillon comme suit (Mbonimpa et al., 2016) :

$$\varepsilon_v = \left[\frac{e_0 - e_f}{1 + e_0} \right] * 100 \quad (4.2)$$

La figure 4-14 montre l'évolution du retrait volumique de MSBs suivant l'augmentation de la teneur en boues dans le mélange. Sur cette figure on y remarque que l'augmentation de la teneur en boues β dans le mélange augmente sensiblement le retrait volumétrique.

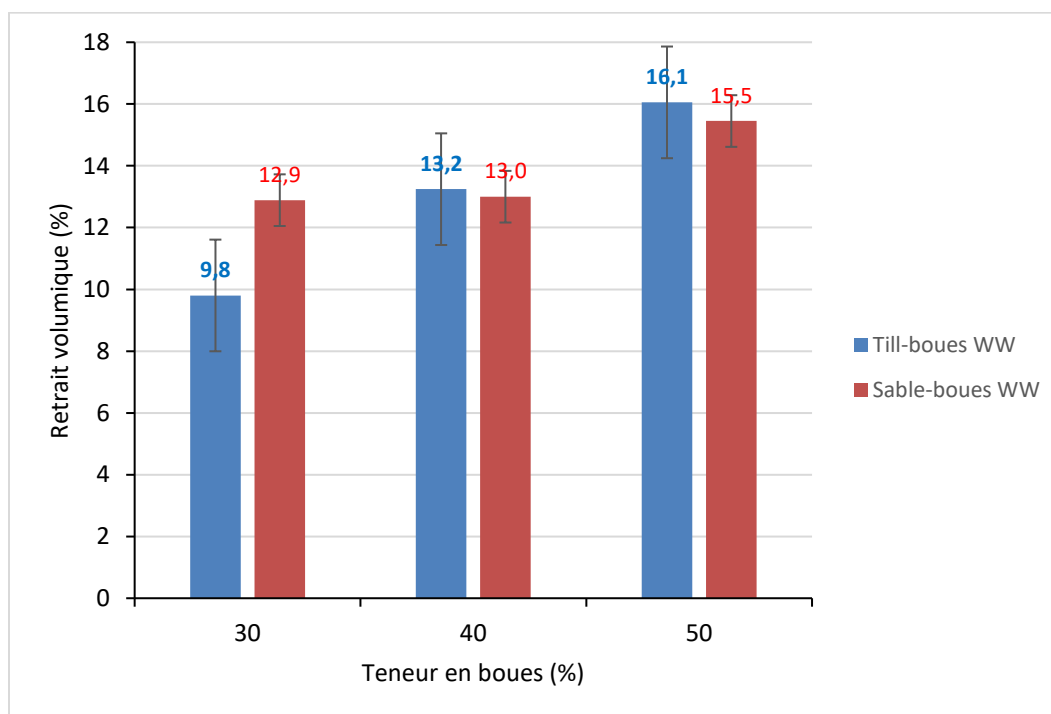


Figure 4-14 Retrait volumique de mélange de sols et de boues Westwood

L'influence de la teneur en eau initiale des boues sur le retrait a été étudiée sur des mélanges de sols et de boues Westwood composés avec une teneur en boues de 40%. Les teneurs en eau initiales des boues étaient de 100, 150 et 175% avec des teneurs en eau respectives de 7,5% et de 3,5% pour le till et le sable. Les courbes issues de cette étude sont présentées en Annexe D.

Le tableau 4.12 présente les données récapitulatives des résultats obtenus sur l'essai de retrait de ces mélanges. Ce tableau présente les paramètres liés au retrait à savoir le retrait volumique (ε_v) et la limite de retrait (w_s). Dans l'ensemble les retraits volumiques ont augmenté lorsque la teneur en eau initiale des boues est passée de 100 à 175%. On remarque qu'avec les mélanges de sable et de boues, les retraits volumiques sont plus faibles que ceux obtenus avec les mélanges de till et de boues pour les mêmes teneurs en eau initiales des boues. Sans tenir compte de la minéralogie qui peut influencer le retrait (Marinho, 1994), ceci peut être expliqué par la texture des sols qui est un des plus pertinents paramètres intrinsèques reliés au changement de volume (Chertkov, 2004). Étant donné que la texture grossière est moins sensible au changement de volume comparativement à la texture fine (Onweremadu et al., 2007), les mélanges de sable et boues subissent moins le phénomène de retrait que les mélanges de till et de boues. En effet le till contient plus de proportion fines P_{80} (24%) que le sable (1%) (voir figure 4-1).

Tableau 4.12: Paramètres du retrait des MSBs

Échantillons	e_0	D_r	e_r	ε_v (%)	w_s (%)
Mélanges till-boues Westwood avec $\beta = 40\%$					
100/7,5	0,82	2,61	0,51	17,24	19,54
150/7,5	0,83	2,62	0,49	18,65	18,59
175/7,5	0,87	2,62	0,47	21,31	17,84
Mélanges sable-boues de Westwood avec $\beta = 40\%$					
100/3,5	0,53	2,72	0,41	7,99	15,16
150/3,5	0,60	2,74	0,48	7,27	17,64
175/3,5	0,69	2,74	0,46	10,09	16,77

4.4 Résultats de la conductivité hydraulique saturée

Tel que mentionné dans le chapitre 3 (section 3.4.3), des essais de perméabilité à paroi rigide avec charge variable ont été réalisés sur les deux sols ($\beta = 0\%$) et sur les quatre mélanges de sols et de boues avec des teneurs en boues de 30, 40 et 50 % pour chaque mélange.

Les figures 4-15 et 4-16 représentent les valeurs de conductivités hydrauliques saturées obtenues. Tous les mélanges ont été préparés avec des teneur en eau proche de la teneur en eau optimale obtenue avec l'essai Proctor. Pour chaque échantillon, la valeur de k_{sat} jugée représentative est la moyenne arithmétique des valeurs obtenues lors des mesures basées sur différentes charges hydrauliques.

Les tableaux 4.13 à 4.16 résument les résultats des mesures des conductivités hydrauliques de sols et de ces différents mélanges. Les tableaux montrent également les valeurs de porosité n et du degré de saturation S_r que l'on calcule à la fin de l'essai. Pour tous les essais effectués, le degré de saturation final était supérieur à 95 % ; ce qui est considérée comme une valeur acceptable selon les recommandations de Chapuis et al. (1989).

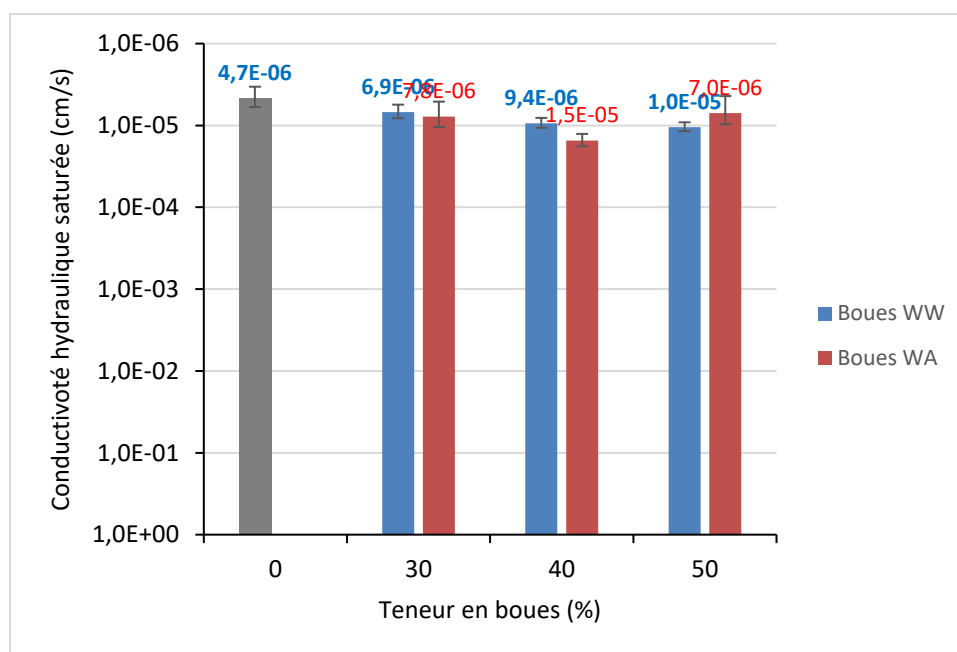


Figure 4-15 Conductivité hydraulique saturée des mélanges de till et de boues

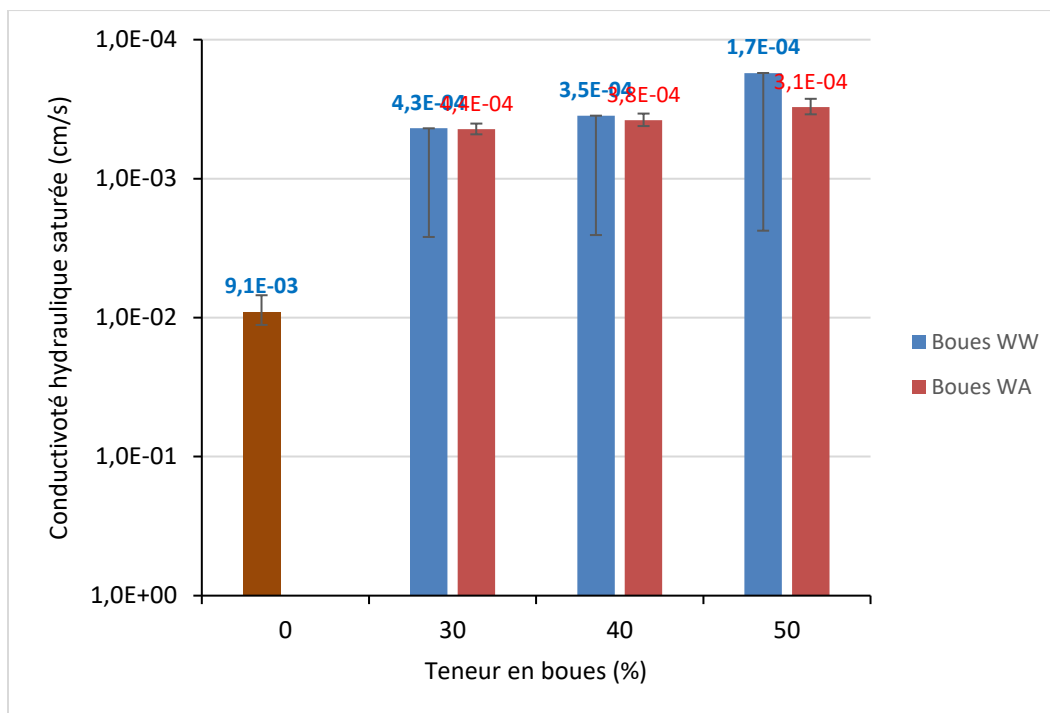


Figure 4-16 Conductivité hydraulique saturée des mélanges de sable et de boues

Tableau 4.13: Conductivités hydrauliques du till et de mélanges till-boues de Westwood
(mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 175\%$)

Échantillons	k_{sat} (cm/s)	S_r (%)	n
Till	4,66E-06	102,77	0,20
$\beta = 30 \%$	6,87E-06	97,88	0,33
$\beta = 40 \%$	9,38E-06	99,07	0,35
$\beta = 50 \%$	1,05E-05	101,21	0,32

Tableau 4.14: Conductivités hydrauliques du till et de mélanges till-boues de Waite Amulet
(mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)

Échantillons	k_{sat} (cm/s)	S_r (%)	n
Till	4,66E-06	102,77	0,20
$\beta = 30 \%$	7,77E-06	96,70	0,36

$\beta = 40 \%$	1,53E-05	100,58	0,41
$\beta = 50 \%$	7,04E-06	99.64	0,43

Tableau 4.15: Conductivités hydrauliques du sable et de mélanges sable-boues de Waite Amulet
(mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)

Échantillons	k_{sat} (cm/s)	S_r (%)	n
Sable	9,09E-03	103.6	0,34
$\beta = 30 \%$	4,41E-04	98,25	0,40
$\beta = 40 \%$	3,79E-04	104,05	0,38
$\beta = 50 \%$	3,05E-04	104,52	0,39

Tableau 4.16: Conductivités hydrauliques du sable et de mélanges sable-boues de Westwood
(mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 175\%$)

Échantillons	k_{sat} (cm/s)	S_r (%)	n
Sable	9,09E-03	103.6	0,34
$\beta = 30 \%$	4,34E-04	95,14	0,35
$\beta = 40 \%$	3,52E-04	96,70	0,32
$\beta = 50 \%$	1,74E-04	96,20	0,33

Il est très difficile de comparer les conductivités hydrauliques saturées des mélanges en raison des porosités différentes des échantillons. Les mélanges till-boues ont montré des conductivités hydrauliques de l'ordre de 10^{-6} cm/s avec des porosités qui varient entre 0,32 et 0,43 (tableaux 4.13 et 4.14). La tendance est que l'ajout de la boue dans le mélange semble augmenter légèrement la conductivité hydraulique saturée par rapport au till seul. Ces mélanges de till et de boues présentent des valeurs typiques de conductivités hydrauliques saturées de matériaux habituellement utilisés comme couche de rétention d'humidité (CRH) d'une couverture avec effets de barrière capillaire

à savoir des valeurs de $k_{\text{sat}} < 10^{-5}$ cm/s (Bussière et al., 2003; Dagenais et al, 2012). Quant aux mélanges de sables et de boues, malgré une diminution de la conductivité hydraulique saturées suivant l’augmentation de la teneur en boues dans le mélange, les valeurs de k_{sat} restent dans l’ordre de 10^{-4} cm/s, même jusqu’à $\beta = 50\%$. Les porosités des mélanges de sable et de boues variaient entre 0,32 et 0,40 (tableau 4.15 et 4.16). Selon ces valeurs de k_{sat} , les mélanges de sable et de boues étudiés ne peuvent être utilisés seuls comme couche de rétention d’eau d’une CEBC parce que les valeurs de conductivité saturées sont supérieures à celles des matériaux habituellement utilisés comme couche de rétention d’une CEBC.

4.5 Résultats des essais de rétention d’eau

Les résultats obtenus des essais de rétention d’eau ont permis d’évaluer les courbes de rétention d’eau de différents matériaux. Ces courbes sont importantes pour analyser le comportement de matériaux en conditions non saturée. Ces résultats nous ont aussi permis d’obtenir d’autres relations caractéristiques des matériaux non saturés déformables. Les courbes de rétention d’eau ont été déterminées pour les sols seuls et pour les différents mélanges MSBs avec $\beta = 30\%$. Pour le sable seul, la courbe de rétention d’eau a été obtenue avec un essai en colonne. Pour le till et les différents mélanges sols-boues, l’extracteur à membrane de 100 bars a été utilisé.

Les figures 4-17 à 4-22 présentent différentes relations fondamentales obtenus sur le till seul et sur différents MSBs à base du till. Les résultats obtenus sur les mélanges de sols et des boues Waite Amulet sont présentés en Annexe E. Ces relations incluent les courbes de retrait volumique (indice des vides e versus teneur en eau gravimétrique w ou succion matricielle ψ) et les courbes de rétention d’eau (teneur en eau massique w , teneur en eau volumique θ et degré de saturation S_r versus succion matricielle ψ). Les relations degré de saturation versus teneur en eau massique, qui ne sont pas régulièrement utilisées, sont aussi utiles pour décrire le comportement des matériaux déformables à l’état saturé. Elles permettent d’obtenir, à partir d’une corrélation avec la relation S_r (ψ), la teneur en eau massique w correspondant à la pression d’entrée d’air dans le matériau ; elles permettent également de connaître la limite de retrait correspondant à la teneur en eau maximale à laquelle le volume du matériau reste constant (Fleureau et al., 1993). Les relations S_r versus succion ψ et teneur en eau volumique θ versus succion ψ représentent généralement les deux formes connues de courbes de rétention d’eau. Ces deux courbes qui sont très utiles pour l’analyse du comportement des matériaux (en conditions non saturées) permettent de déterminer la valeur

d'entrée d'air AEV et la teneur en eau résiduelle θ_r . Seule la relation degré de saturation S_r en fonction de la succion ψ sera utilisée pour déterminer la valeur de l'AEV tel que recommandé par Mbonimpa et al. (2006b).

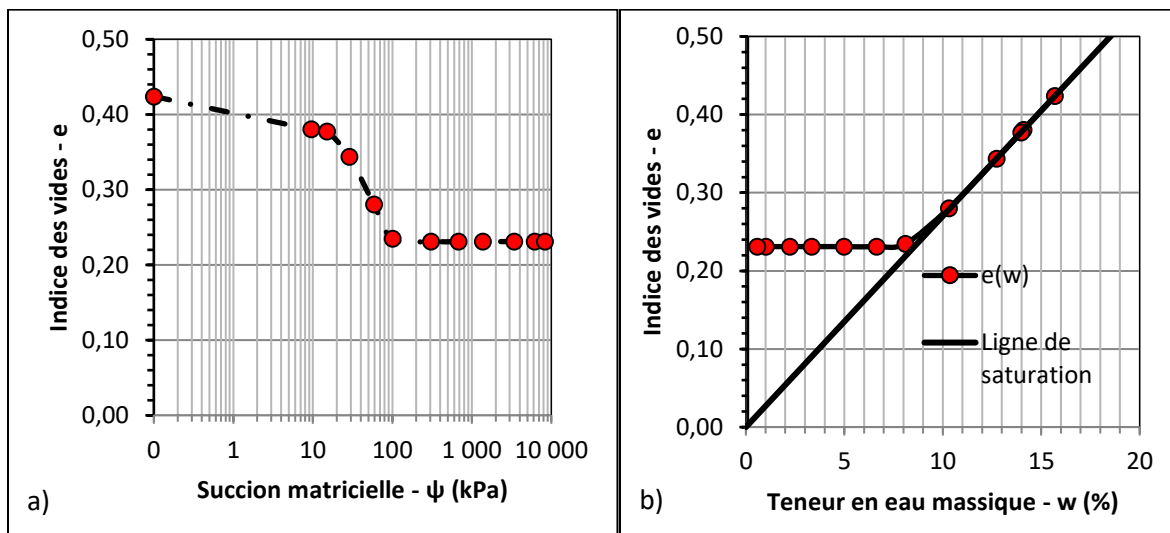


Figure 4-17 Courbes de retrait du till seul : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique

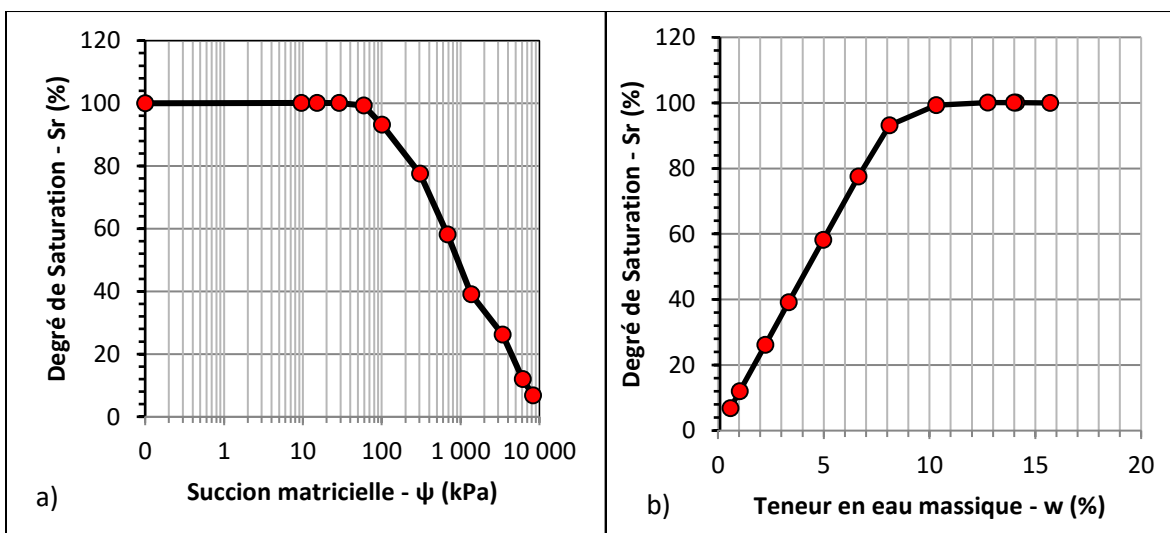


Figure 4-18 Courbes de rétention d'eau du till seul : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$

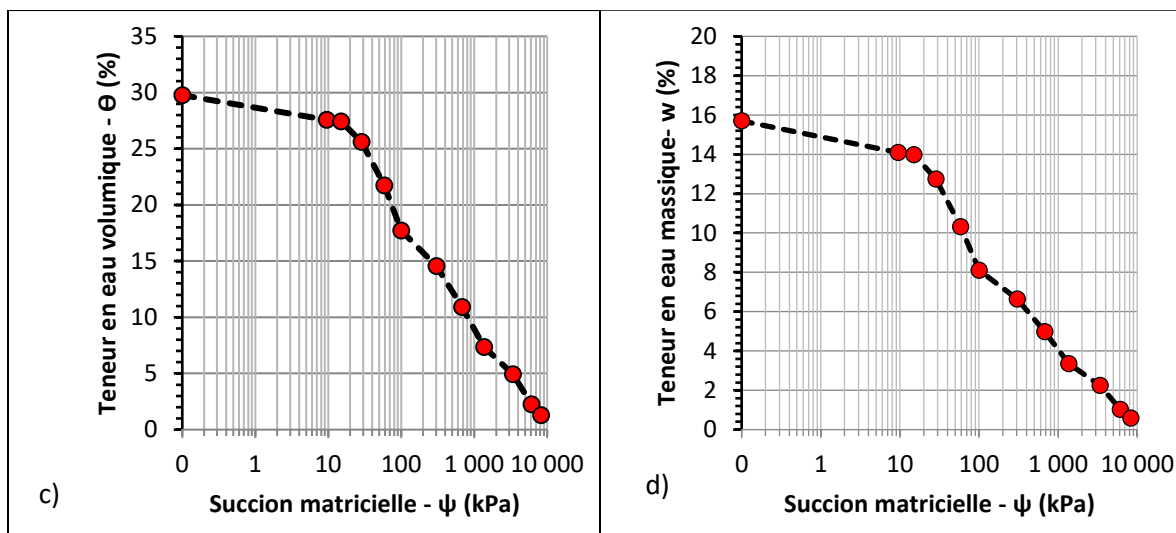


Figure 4-18 Courbes de rétention d'eau du till seul : c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$ (SUITE)

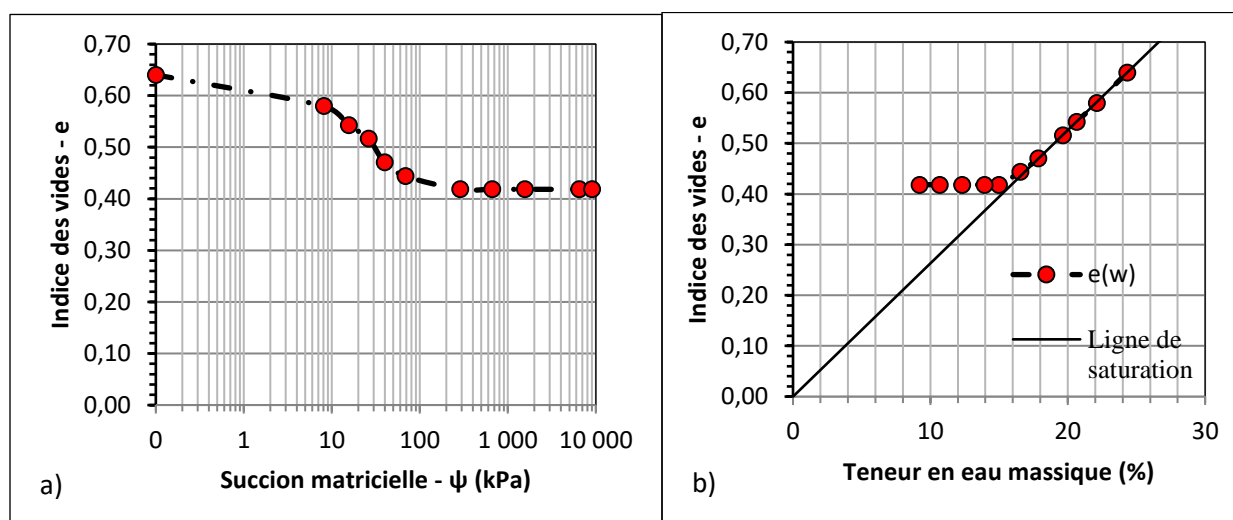


Figure 4-19 Courbes de retrait du mélange till-boues Westwood : a) indice des vides vs suction matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique

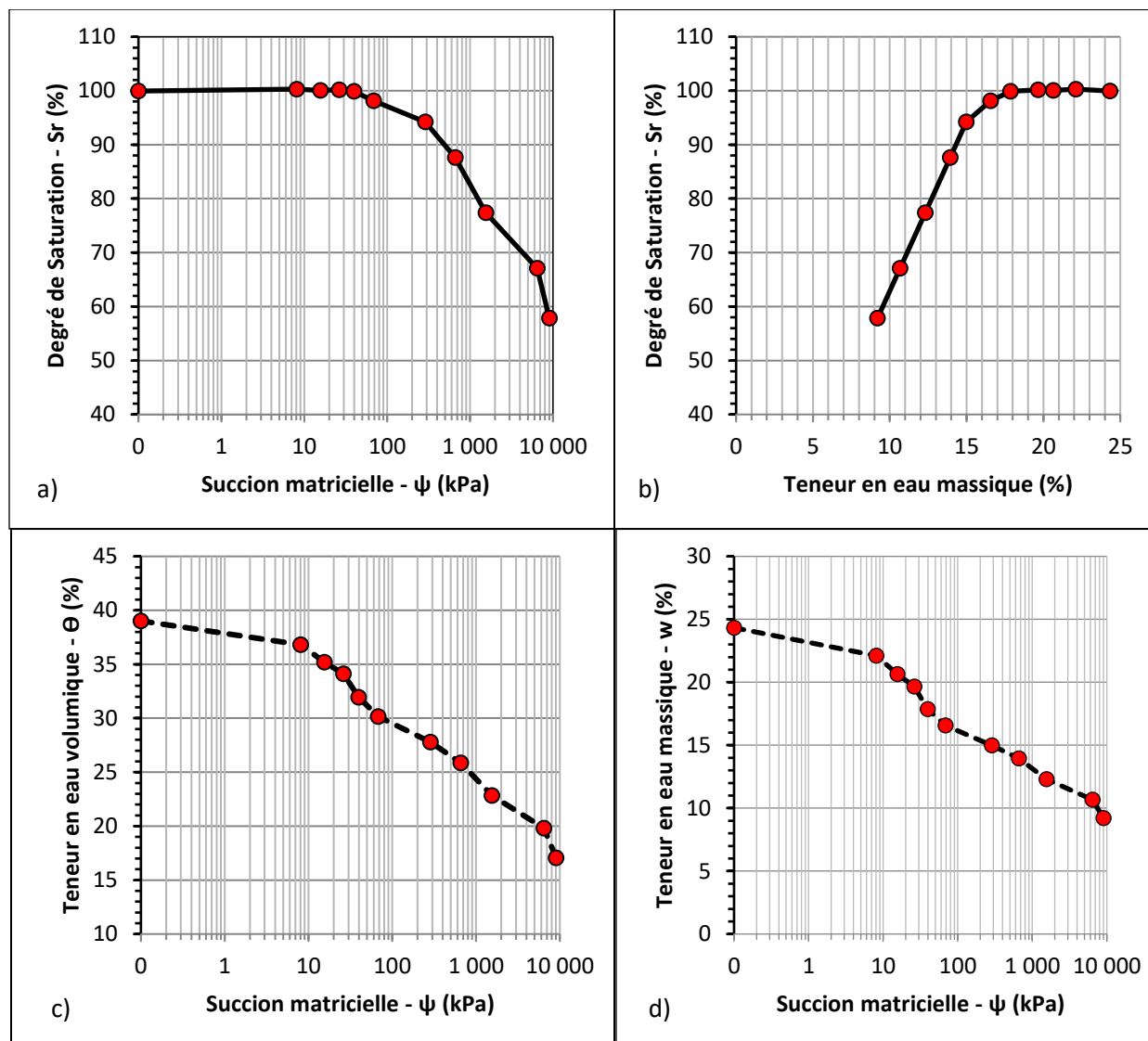


Figure 4-20 Courbes de rétention d'eau du mélange till-boues Westwood : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$

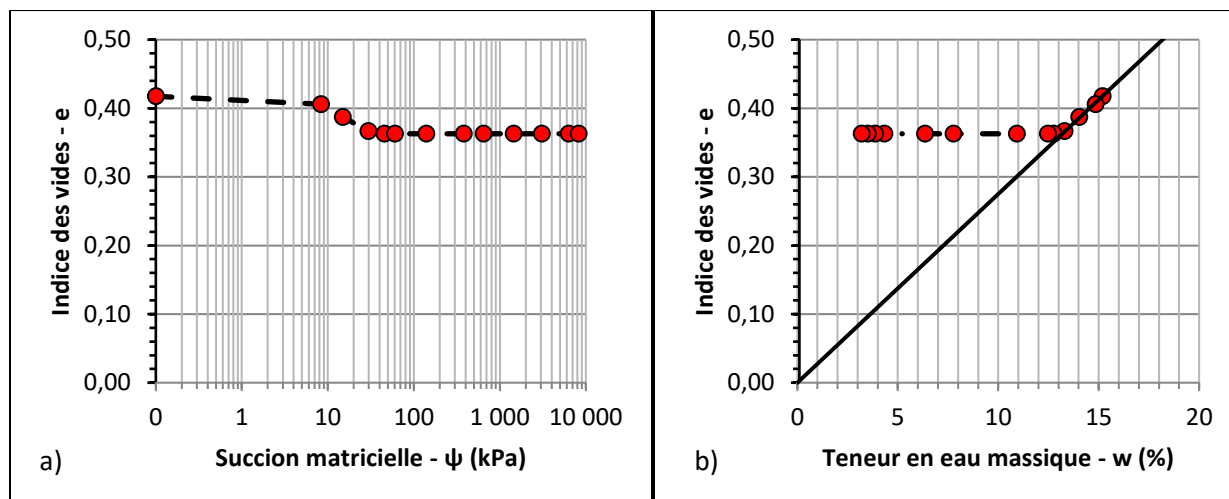


Figure 4-21 Courbes de retrait du mélange sable-boues Westwood : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique

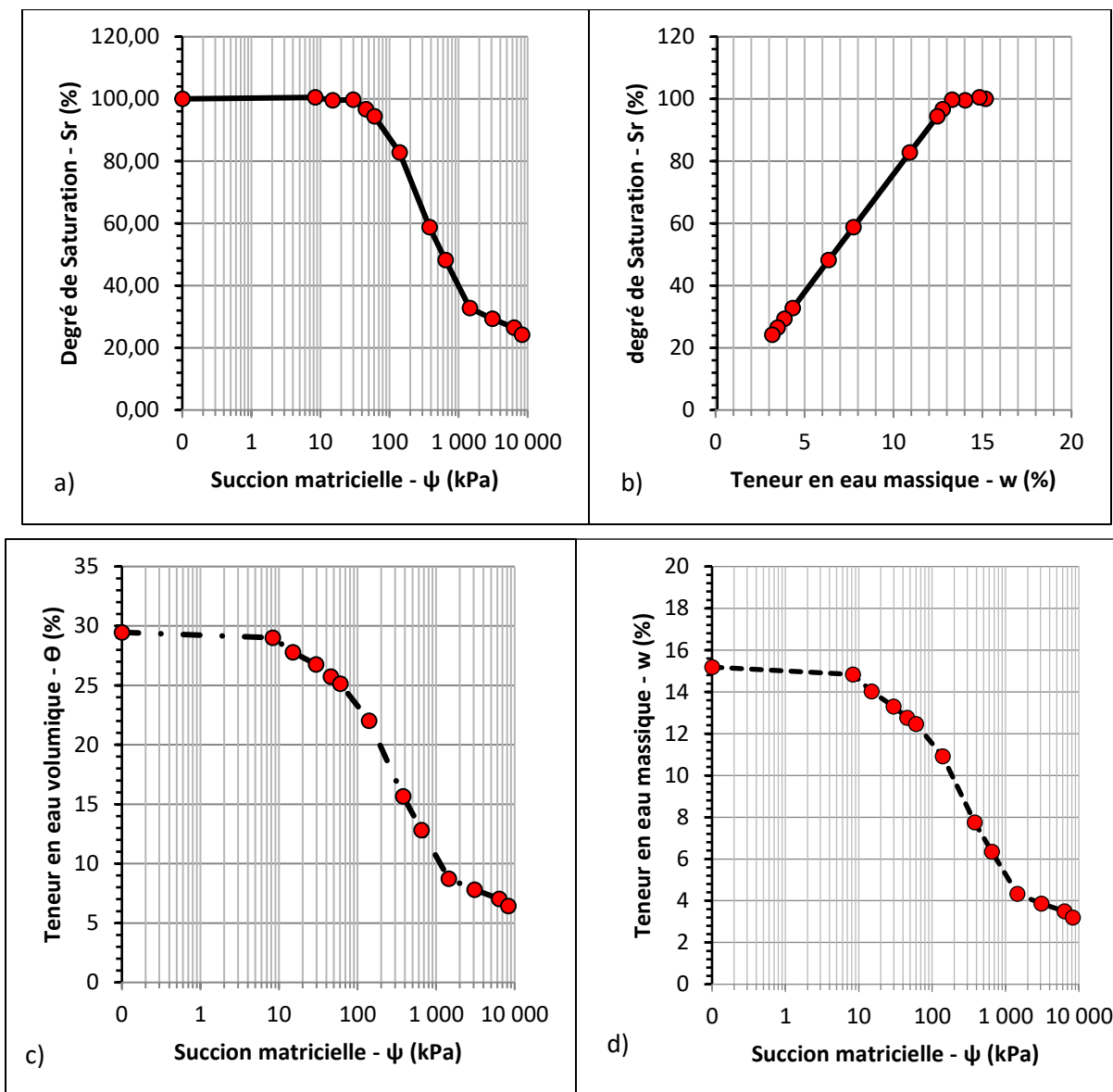


Figure 4-22 Courbes de rétention d'eau du mélange sable-boues Westwood : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$

Les courbes qui montrent l'évolution du degré de saturation en fonction de la succion et de la teneur en eau massique montrent que pour une augmentation de succion matricielle donnée, le matériau reste saturé ($S_r = 100\%$) tant que l'AEV ou la teneur en eau massique correspondant à l'entrée d'air dans le matériau (w_{AEV}) n'est pas atteinte. Ces courbes (degré de saturation versus teneur en eau massique), comme les courbes de retrait libre, peuvent être scindées en trois phases telles que décrites par Mbonimpa et al. (2006b) :

- Une première phase où le matériau reste saturé malgré une diminution de la teneur en eau w . Par analogie aux phases d'une courbe de retrait volumique, cette phase correspond au retrait normal durant lequel la variation du volume du matériau correspond à la quantité d'eau perdue. Cette phase linéaire et parallèle à l'axe horizontal est indicatrice d'un matériau déformable contrairement à un matériau non déformable qui se désature aussitôt qu'il y'a perte en eau ;
- Une deuxième phase curviligne correspondant au début de la désaturation du matériau. Durant cette phase, la diminution de la teneur en eau s'accompagne d'une diminution du volume du matériau dû au réarrangement des grains associés à la contraction volumique. Cette phase correspond à la phase de retrait résiduel. La teneur en eau de passage de la phase de saturation (première phase) à la deuxième phase est une indication de la valeur de la teneur en eau d'entrée d'air (w_{AEV}) dans le matériau ;
- Une troisième phase linéaire où la teneur en eau est proportionnelle à la décroissance du degré de saturation. Cette phase correspond à la phase de retrait nul.

Les relations $e(\psi)$ et $e(w)$ représentent les courbes de retrait et renseignent également sur l'indice des vides final, la limite de retrait et la teneur en eau d'entrée d'air dans le matériau. Dans la relation $e(w)$, la teneur en eau d'entrée d'air dans le matériau correspond à la teneur en eau marquant la fin de la linéarité de la courbe (ou le début de la déviation de la courbe par rapport à la ligne de saturation).

L'AEV dans le matériau est la valeur de succion qui se développe dans le sol lorsque celui-ci entame sa phase de désaturation. Pour les matériaux compressibles (ou déformables), comme c'est le cas du till et des MSBs étudiés, l'AEV devrait être évaluée à partir de la courbe de rétention d'eau (CRE) exprimée par la relation entre le degré de saturation S_r et la succion ψ (Mbonimpa et al., 2006b).

Les figures 4-35 et 4-36 représentent respectivement les relations entre le degré de saturation S_r et la succion matricielle de différents MSBs faits de till et de sable avec $\beta = 30\%$. Généralement, l'AEV est prise égale à la pression où la courbe commence à dévier la ligne de saturation (droite $S_r = 100\%$). Si on applique la méthode des tangentes usuelles (Fredlund et Xing, 1994) pour évaluer l'AEV, celle-ci sera plus grande que la valeur prise au début de la désaturation.

Selon la figure 4-23, l'AEV déterminée pour le till seul est d'environ de 60 kPa. Pour les mélanges de till-boues Westwood, l'AEV est de 40 kPa tandis que celle du mélange de till-boues Waite Amulet est de 58 kPa. Au vu de ces résultats, l'ajout de la boue ($\beta = 30\%$) semble réduire ou ne semble pas améliorer la valeur d'entrée d'air des mélanges till-boues par rapport au till seul. D'emblée, ceci pourrait être expliqué par le fait les porosités initiales des échantillons de mélanges till-boues testés sont plus élevées (respectivement 0,39 et 0,43 pour les mélanges avec boues Westwood et Waite Amulet) que la porosité initiale de l'échantillon de till seul testé ($n = 0,3$).

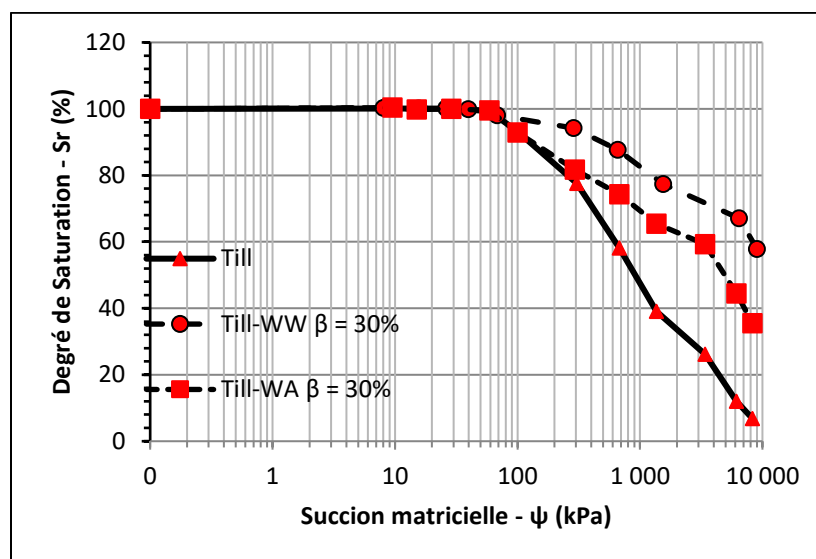


Figure 4-23 CRE du till et des mélanges de till-boues avec $\beta = 30\%$

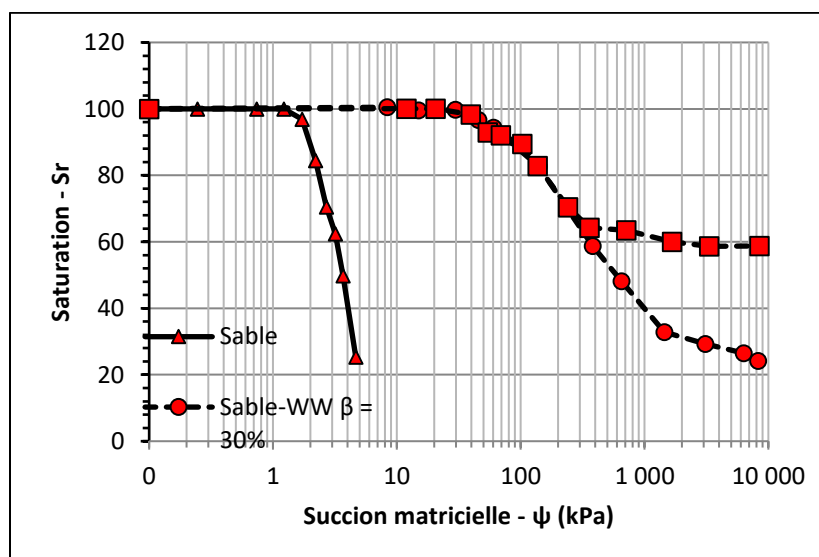


Figure 4-24 CRE du sable et des mélanges de sable-boues avec $\beta = 30\%$

Par contre, la figure 4-24 met en évidence que l'ajout de la boue dans le sable améliore considérablement l'AEV passant de 1,7 kPa pour le sable seul (à une porosité initiale de 0,41) à 30 kPa et 39 kPa pour les mélanges sable - boues Westwood (à une porosité initiale de 0,29) et sable - boues Waite Amulet (à une porosité initiale de 0,49). Cette amélioration de l'AEV des mélanges sable-boues serait très bénéfique dans un contexte où le matériau est destiné à être utilisé comme couche de rétention d'eau d'une CEBC.

4.6 Résultats sur les MSBs amendés avec de la chaux

Cette section présente les résultats obtenus de l'amendement à la chaux des mélanges sol-boues. Il s'agit de résultats obtenus sur l'effet de la chaux sur la teneur en eau, les propriétés de compactage et les conductivités hydrauliques saturées des MSBs. Les essais de compactage et de conductivités hydrauliques saturées ont été effectués seulement sur les MSBs avec $\beta = 30\%$. Pour l'effet de la chaux sur les teneurs en eau des MSBs, différentes valeurs de teneur en eau initiales des boues ont été considérées et ceci pour tenter de simuler l'utilisation des boues qui n'auraient pas été décantées. Pour l'effet de la chaux sur la teneur en eau des MSBs, seuls les résultats avec $\beta = 30\%$ sont présentées; les résultats pour $\beta = 40\%$ et 50% ainsi seront présentés en Annexe F.

4.6.1 Effet de la chaux sur la teneur en eau des MSBs

Comme expliqué dans la section 3.3.2, les MSBs chaulés ont été préparés et exposés aux conditions du laboratoire dans le but d'étudier l'effet de la chaux sur la teneur en eau des MSBs. Pour cela, des dosages de chaux α (= masse de chaux/masse humide du mélange) de 1, 3, 5, 7 et 10% ont été utilisés. Des échantillons de MSBs d'une masse de 500g ont été préparés avant d'ajouter la chaux dans le mélange.

Dans cette section, nous présenterons les résultats issus de ces essais en termes de variation de la teneur en eau des MSBs en fonction du dosage de chaux ($w(\alpha)$) pour des temps de durcissement de 0 à 48h et en termes d'évolution de la teneur en eau en fonction du temps ($w(t)$) pour chaque dosage de chaux. La teneur en eau à 0 h correspond à la teneur en eau prise avant le début du malaxage avec la chaux. L'évolution du taux de diminution de la teneur en eau induite par la chaux et l'évaporation est discutée plus loin (section 4.9). De même, la section 5.1 tente d'isoler l'effet individuel de la chaux sur la variation de la teneur en eau des MSBs.

Les figures 4-25 et 4-26 présentent les résultats obtenus de l'effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur les MSBs avec $\beta = 30\%$ pour des dosages de chaux de 0 (MSB non amendé) à 10%. Les résultats obtenus avec les boues Waite Amulet sont présentés en Annexe F. Les figures 4-25a et 4-26a montrent l'évolution de la teneur en eau des mélanges en fonction du pourcentage de chaux et ceci pour des temps d'exposition variant de 0 à 48h. Sur ces figures, on observe que la teneur en eau diminue régulièrement en fonction de l'augmentation du dosage de chaux.

Les figures (4-25b et 4-26b), qui montrent l'évolution de la teneur en eau suivant le temps (de 0 à 48h) pour différents dosages de chaux (0 à 10%) sont caractérisées par une pente plus élevée entre 0 et 2h qu'entre 2h et 48h ; ce qui indique une importante diminution de la teneur en eau dans les deux premières heures comparativement entre 2 et 48 heures où la diminution est moins importante. Par exemple pour les mélanges till-boues Westwood (figure 4-25b), avec un dosage de chaux de 10%, la teneur en eau passe de 34% à 18% après 2 h alors qu'entre 2h et 48h, la teneur en eau passe de 18% à 13%. Pour les mélanges de sable et de boues Waite Amulet (figure A.14) avec un dosage de chaux de 3%, entre 0 et 2 h, la teneur en eau passe de 24% à 18% et de 18% à 14% entre 2 h et 48 h. Cependant des mesures auraient dû être réalisées entre 0 et 2h pour mieux comprendre la cinétique de diminution de la teneur en eau par la chaux.

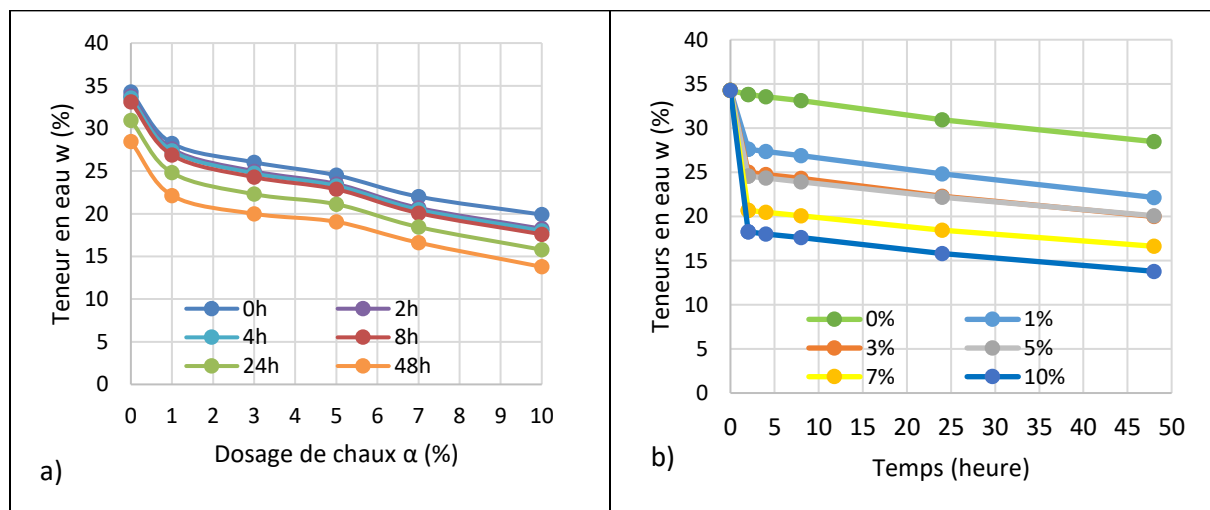


Figure 4-25 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 30\%$: a) w (α) pour différents temps de cure et b) w(t) pour différents dosages de chaux

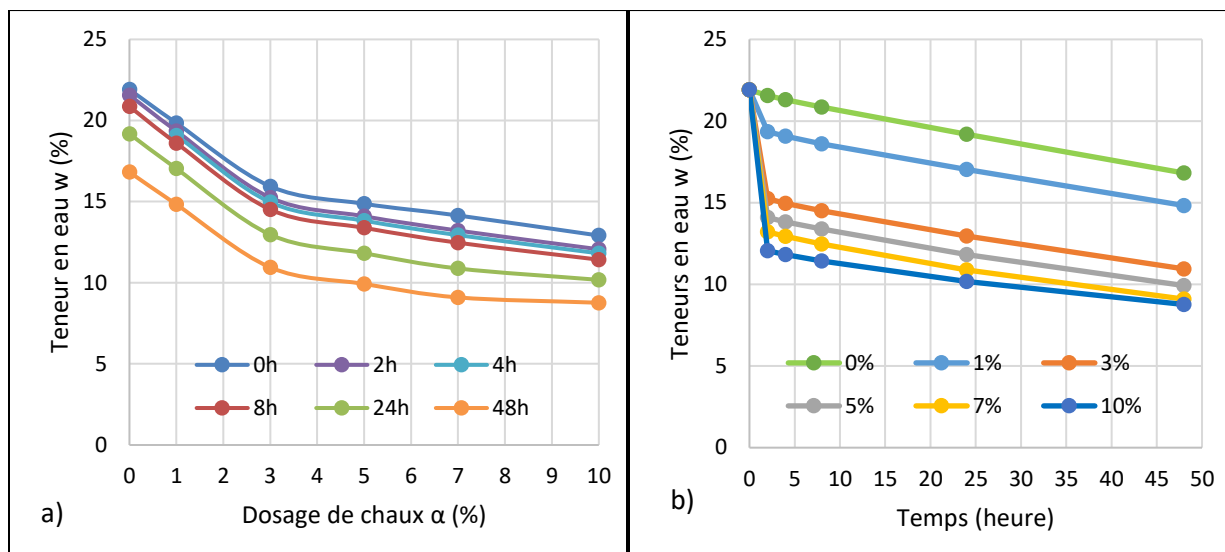


Figure 4-26 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Westwood avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

4.6.2 Essais de compactage des MSBs amendés

Comme expliqué précédemment, les MSBs à l'état naturel, avec une teneur en eau très élevée, sont difficiles à compacter. L'objectif principal de l'amendement à la chaux est de réduire la teneur en eau de ces MSBs et d'étudier son impact sur les caractéristiques de compactage. Pour cela, des essais de compactage sur des mélanges sol-boues amendés avec de la chaux ont été effectués selon la procédure décrite au chapitre 3 (section 3.4.1.3) à un temps de cure de 24 h. Des pourcentages de chaux de 2, 4, 6, 8 et 10 % (par rapport à la masse humide du MSB) ont été utilisés. Ces essais de compactage n'ont été effectués que sur des MSBs avec une teneur en boues (β) de 30%. Dans cette section, nous présenterons les différents résultats issus de ces essais. Les principaux résultats issus de cette investigation sont représentés selon la relation entre la teneur en eau et la densité sèche après compactage des MSBs amendés avec différentes teneurs en chaux. Ces résultats sont aussi présentés selon le degré de compacité (comme défini dans la section 3.4.1.3) en fonction de la teneur en chaux. Ces résultats permettront de dire à quel point l'amendement à la chaux rend les MSBs compactables.

Les figures 4-27 et 4-28 présentent les relations obtenues sur les essais de compactage de différents MSBs à base des boues Westwood après amendement à la chaux. Les relations obtenues avec les

mélanges de sols et de boues Waite Amulet sont présentées en Annexe F. Pour chaque mélange, la courbe Proctor du mélange non amendé versus l'évolution de la densité sèche du mélange suivant la teneur en eau massique après amendement et compactage sont présentées. Le pourcentage ou le degré de compactage P_c en fonction de la teneur en chaux est aussi présenté.

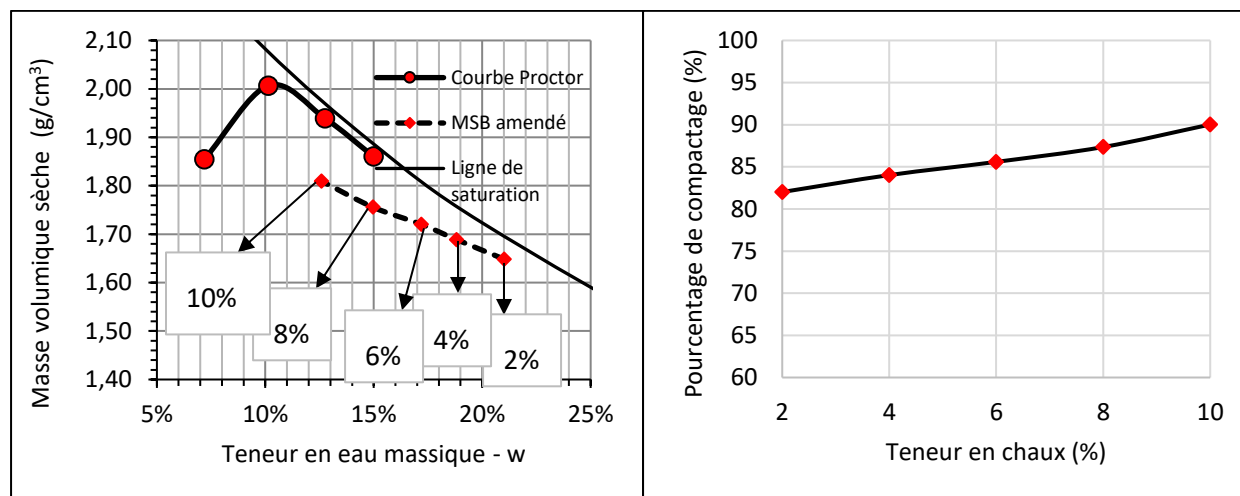


Figure 4-27 Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de till et de boues de Westwood avec $\beta = 30\%$

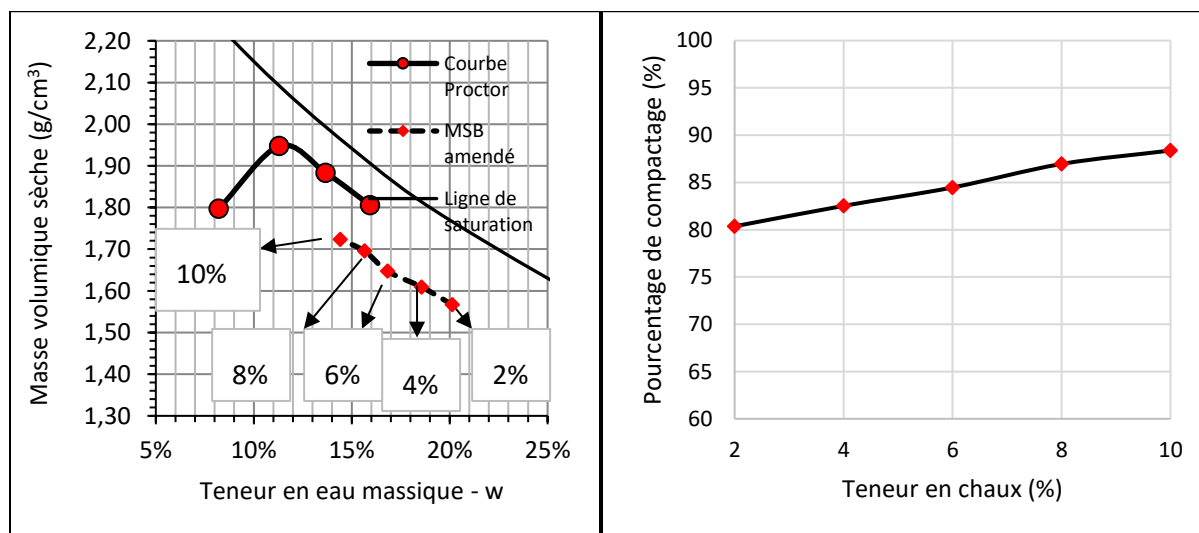


Figure 4-28 Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de sable et de boues de Westwood avec $\beta = 30\%$

Sur les figures précédentes, le constat est que la réduction de teneur en eau du mélange avec l'ajout de la chaux s'accompagne d'une augmentation de la densité sèche quand la teneur en chaux varie de 2 à 10%. Le degré (ou pourcentage) de compactage augmente aussi avec l'augmentation du dosage de chaux. Il varie de 82 à 90% pour le mélange de tille et de boues (figures 4-27 et 4-28) et de 80 à 88% pour les mélanges de sable et de boues (figures A.15 et A.16 en Annexe F).

4.6.3 Conductivité hydraulique saturées de MSBs

Pour les essais de conductivité hydraulique saturée réalisés sur les mélanges sols-boues amendés avec la chaux, nous avons utilisés trois pourcentages de chaux différents (2%, 4% et 6%). Ces essais ont été réalisés après un temps de cure des mélanges amendés de 24h. L'objectif est d'étudier l'impact de la chaux sur la conductivité hydraulique saturée des MSBs.

Les figures suivantes (4-29 et 4-30) montrent l'évolution de la conductivité hydraulique saturée suite à l'ajout de la chaux de différents MSBs.

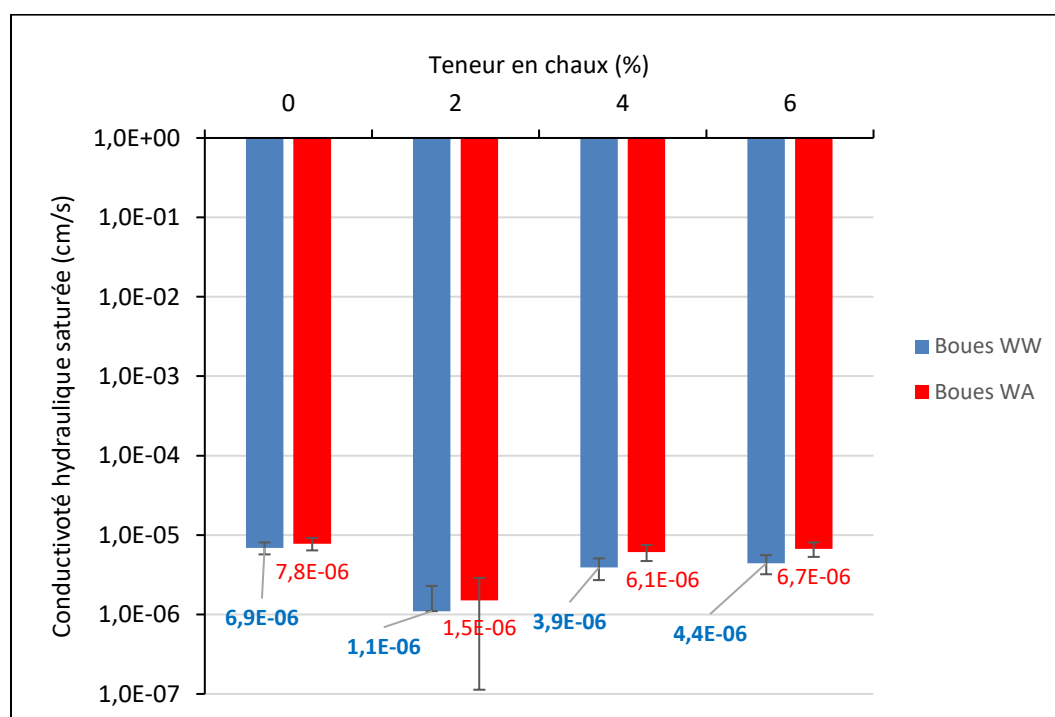


Figure 4-29 Conductivité hydraulique saturée en fonction de la teneur en chaux - Mélange de till et de boues avec $\beta = 30\%$

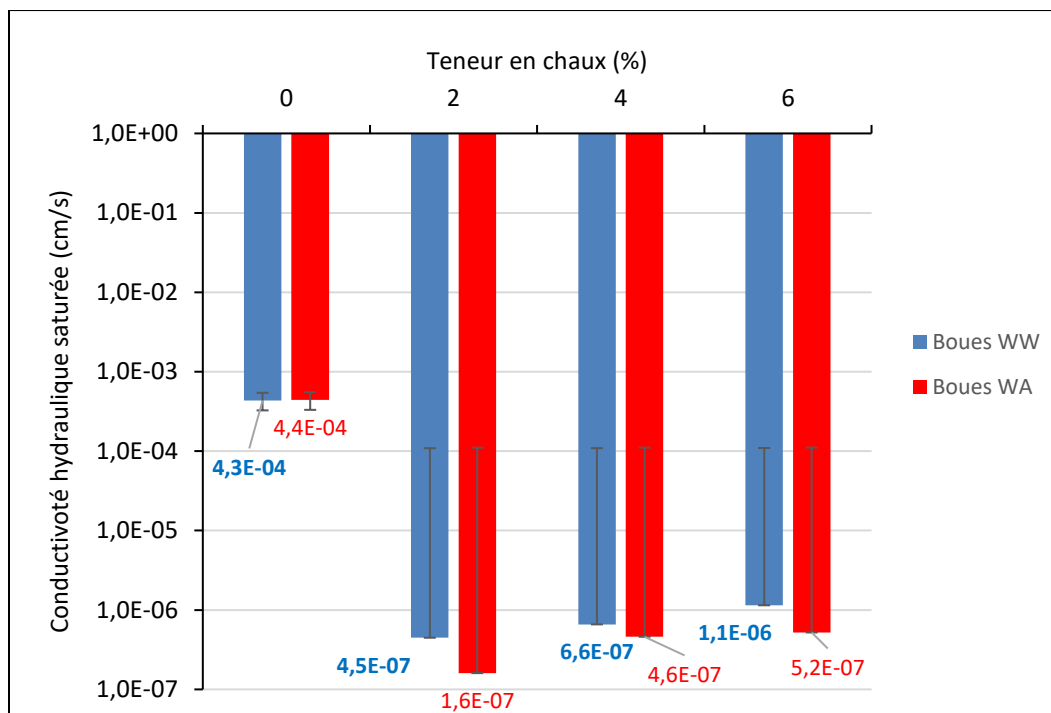


Figure 4-30 Conductivité hydraulique saturée en fonction de la teneur en chaux - Mélange de sable et de boues avec $\beta = 30\%$

Les résultats des figures (4-29 et 4-30) montrent que l'ajout de la chaux (2%, 4% et 6%) diminue la conductivité hydraulique saturée par rapport aux MSBs non amendés. Les résultats montrent également que plus on ajoute de la chaux (jusqu'à 6%), la conductivité semble augmenter mais reste toujours dans les mêmes ordres de grandeurs. Pour les mélanges de till et de boues amendés, malgré une diminution de la valeur de k_{sat} , celle-ci reste toujours dans l'ordre de grandeur de 10^{-6} cm/s. Quant aux mélanges de sable et de boues la conductivité hydraulique passe de l'ordre de 10^{-4} cm/s (sans la chaux) à l'ordre de 10^{-7} cm/s avec l'ajout de la chaux jusqu'à 6%. Cet amendement permet aux mélanges de sable et de boues d'obtenir des valeurs de conductivités hydrauliques saturées requises pour constituer une couche de rétention d'humidité d'une CEBC comparativement aux matériaux généralement utilisés.

4.7 Effet du type de boues et de sol sur les propriétés hydrogéotechniques des MSBs

Les boues Westwood et Waite Amulet utilisées dans les mélanges sols-boues ont des caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques différentes. De plus, les teneurs en eau initiales des deux boues étaient aussi différentes (175% pour les boues Westwood et 200% pour les boues Waite Amulet). Il devient alors difficile de dégager l'effet du type de boues sur les propriétés de MSBs non amendés et amendés pour un sol donné et une même teneur en boues.

Pour les conditions considérées dans cette étude pour les essais Proctor sur un type de sol donné, les valeurs des teneurs en eau optimales sont comparables alors que les densités maximales sont relativement différentes (voir tableau 4.9). Les boues Westwood, bien qu'ayant une densité relative des grains solides D_R de 2,4 comparées aux boues Waite Amulet avec D_R de 2,6, ont données des densité sèches plus élevés. Une explication probable de cette différence est la quantité de boue sèche qui est incorporée dans les mélanges. On peut démontrer que la teneur en boue sèche β_s (masse de boue sèche/ masse du sol sec) est reliée à la teneur en boue β (proportions humides) par la relation suivante :

$$\beta_s = \frac{(1+W_{i-sol})}{(1+W_{i-boue})} \beta \quad (4.3)$$

où w_{i-sol} et w_{i-boue} représentent respectivement les teneurs en eau initiales du sol et des boues utilisés dans un MSB.

On peut alors démontrer que :

$$\beta_{s-WW} = \frac{(1+W_{i-WA})}{(1+W_{bi-WW})} \beta_{s-WA} \quad (4.4)$$

Dans cette équation, les indices WW et WA correspondent respectivement aux boues Westwood et Waite Amulet. En considérant des teneur en eau initiales $w_{i-WW} = 175\%$ et $w_{i-WA} = 200\%$, on obtient que $\beta_{s-WW} \approx 1,1 \beta_{s-WA}$.

On remarque par contre que le type de boue ne semble pas avoir d'impact significatif sur la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) (voir tableaux 4.13 à 4.16), mais que les propriétés de rétention d'eau (et entre autres l'AEV) sont affectés; les boues Waite Amulet donnant des AEV plus élevées que les boues Westwood. Comme expliqué au chapitre 4, ces propriétés sont affectées par les porosités de matériaux à leur mis en place.

Dans cette étude, deux types de sols (un sable et un till) ont été utilisés dans les MSBs. Les résultats obtenus viennent compléter ceux présentés par Mbonimpa et al. (2016) qui portaient sur des MSBs à base d'un silt et des boues Westwood. La comparaison des résultats obtenus sur le silt et sur les till et sable n'est pas évidente du fait que les boues de Westwood utilisées dans les deux études ont des caractéristiques différentes. Les boues utilisées par Mbonimpa et al. (2016) étaient relativement plus grossières (avec un passant au tamis de 80 μm P_{80} de 70%) et moins denses (D_R de 2,1) que les boues de la présente étude (P_{80} de 100% et D_R de 2,4). De plus, la teneur en boues étudiée par Mbonimpa et al. (2016) était de 25%. Les résultats obtenus de la présente étude démontrent néanmoins que les boues n'ont pas amélioré la conductivité hydraulique et la capacité de rétention d'eau du till contrairement au sable. Cette amélioration des propriétés est encore plus significative dans le cas de mélanges sable-boues amandés à la chaux.

4.8 Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur la teneur en eau des boues seules

Avant de débiter l'étude sur l'amendement à la chaux des MSBs, des essais préliminaires avaient été réalisées pour étudier l'effet de la chaux (teneurs en chaux de 0 à 10%) sur les boues seules à différentes teneurs en eau initiales.

4.8.1 Boues Westwood

Dans le cas des boues Westwood, des teneurs en eau initiales de 123 et de 146 % ont été considérées. La figure 4-31 donne les résultats obtenus en termes de variation de la teneur en eau en fonction du dosage de chaux et du temps de cure pour les boues à une teneur en eau initiale de 146%.

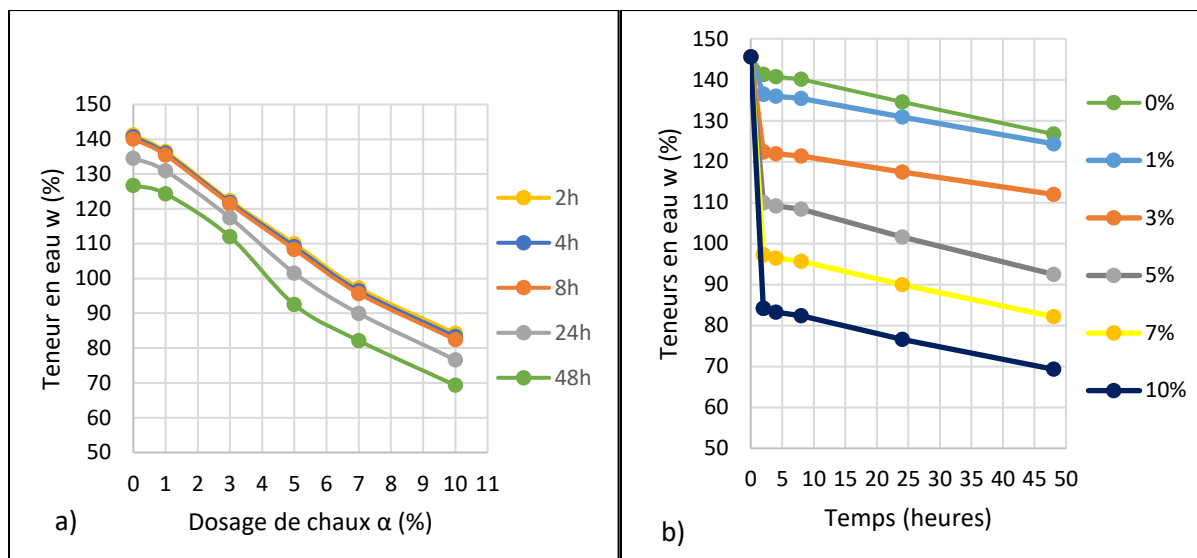


Figure 4-31 Effet de la chaux et de l'évaporation sur les boues Westwood avec $w_{i-w} = 146\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure, et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

4.8.2 Boues Waite Amulet

Dans le cas des boues Waite Amulet, des teneurs en eau initiales de 313 et de 389% ont été considérées. La figure 4-32 donne les résultats obtenus en termes de variation de la teneur en eau en fonction du dosage de chaux et du temps de cure pour les boues à une teneur en eau initiale de 389%.

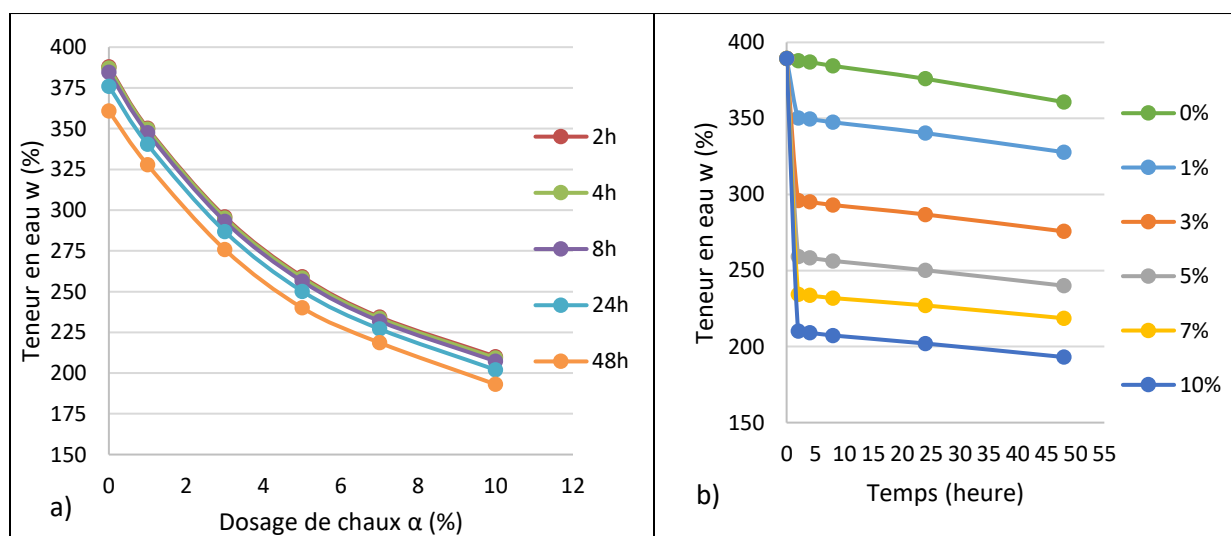


Figure 4-32 Effet de la chaux et de l'évaporation sur les boues Waite Amulet $w_{i-WA} = 389\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure, et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

4.8.3 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau des boues amendées

Les résultats présentés ci-dessus peuvent aussi être exprimées en termes de taux de diminution τ en fonction du temps. Le taux de diminution τ est définie dans l'équation suivante :

$$\tau = 100 \frac{w_i - w_t}{w_i} \quad (4.5)$$

Dans cette équation, w_i est la teneur en eau initiale du matériau, w_t la teneur en eau du matériau chaulé avec un certain dosage de chaux à un instant donné t . Ce taux de diminution τ traduit l'évolution de la réduction de la teneur en eau de l'échantillon due à l'effet de la chaux et de l'évaporation naturelle.

La figure 4-33 présente les résultats obtenus pour les boues Westwood et Waite Amulet traitées à la chaux à partir des teneurs en eau initiales respectives de 146% et 389%. On observe une augmentation rapide du taux de diminution de la teneur en eau dans les deux premières heures de cure. Pour des dosages de chaux de 1, 3, 5,7 et 10%, ce taux de diminution atteint respectivement 6, 16, 24, 33, et 42 % pour les boues Westwood et ce taux de diminution atteint respectivement 10, 24, 34, 40, et 46 % pour les boues Waite Amulet. Lorsque le temps de cure passe de 2 à 48 heures, le taux de diminution augmente, par rapport au taux observé à 2 h, d'une valeur comprise entre 8 et 12% pour les boues Westwood et entre 2 et 6% pour les boues Waite Amulet. À titre de comparaison, le taux de réduction de la teneur en eau des boues seules exposées à l'évaporation dans les conditions de laboratoire change de 10% pour les boues Westwood et de 7% pour les boues Waite Amulet entre la 2^e et la 48^e heure de cure. Ces valeurs sont de l'ordre de grandeur des variations des taux de diminution des boues amendés durant cette période, ce qui signifie que c'est plus l'évaporation qui contrôle cette diminution de la teneur en eau. Autrement dit, comme déjà mentionné à la section 2.6.3.3 pour les argiles amendées à la chaux, la chaux agit rapidement dans les quelques heures après le mélange de la chaux avec les boues. Cependant des mesures auraient dû être réalisées entre 0 et 2 h pour mieux comprendre la cinétique de diminution de la teneur en eau par la chaux.

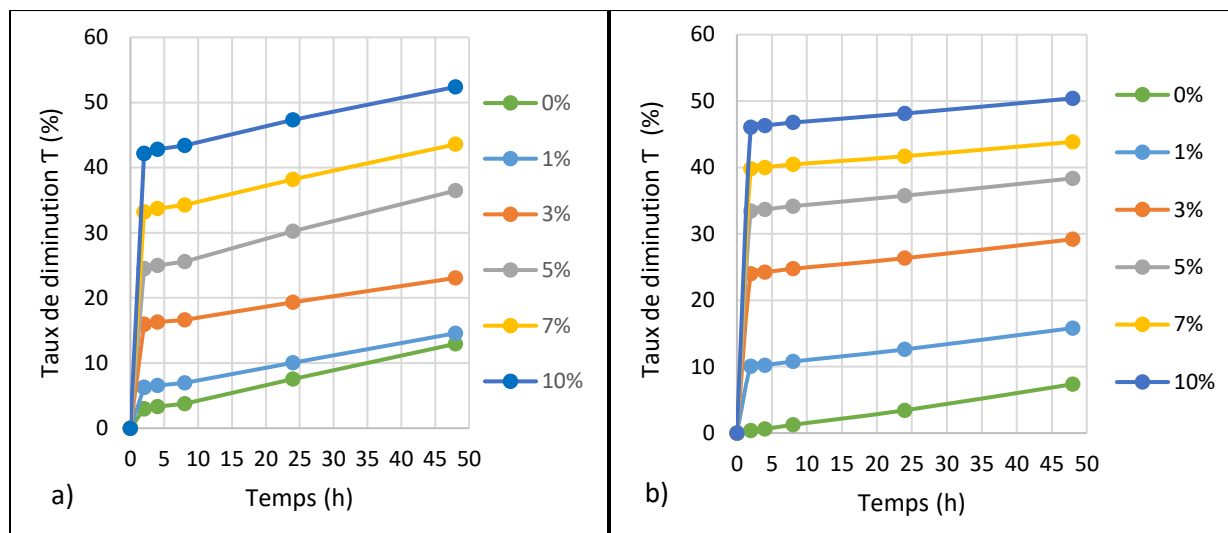


Figure 4-33 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation : a) boues Westwood avec $w_{i-ww} = 146\%$, b) boues Waite Amulet avec $w_{i-wA} = 389\%$

4.9 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau dans les MSBs amendés

À partir des données présentées dans les figures 4-25b, 4-26b, A-13b et A-14b, il est possible de déterminer l'évolution du taux de diminution de la teneur en eau dans les MSBs en utilisant l'équation 4.5. Les résultats obtenus sont présentés, respectivement dans les figures 4-34 et 4-35 pour les MSBs à base du till et du sable.

La figure 4.34 présente les résultats obtenus pour les mélanges du till (à $w_{i-sol} = 7,5\%$) et de 30% de boues Westwood ($w_{i-boue} = 350\%$) et Waite Amulet ($w_{i-boue} = 450\%$). Pour tous les dosages en chaux, on observe une augmentation rapide du taux de diminution de la teneur en eau dans les deux premières heures de cure. Pour des dosages de chaux de 1, 3, 5, 7 et 10%, ce taux de diminution atteint respectivement 19, 27, 28, 39, et 47 % pour les mélanges amendés till- boue Westwood et ce taux de diminution atteint respectivement 12, 17, 24, 31, et 35% pour les mélanges amendés till- boue Waite Amulet. Lorsque le temps de cure passe de 2 à 48 heures, le taux de diminution augmente d'une valeur comprise entre 12 et 16% pour les mélanges amendés till-boues Westwood et entre 9 et 12% pour les mélanges amendés till-boues Waite Amulet par rapport au taux observé à 2h. À titre de comparaison, le taux de réduction de la teneur en eau des boues seules exposées à l'évaporation dans les conditions de laboratoire change respectivement de 14% et 12% pour les

mélanges avec till-boues Westwood et till-boues Waite Amulet entre le 2^e et la 48^e heure de cure. Ces valeurs sont de l'ordre de grandeur des variations des taux de diminution des boues amendées durant cette période, ce qui signifie que c'est plus l'évaporation qui contrôle cette diminution de la teneur en eau. Autrement dit, comme déjà mentionné plus haut pour les argiles et les boues seules amendées à la chaux, la chaux agit rapidement dans les quelques heures après le mélange de la chaux avec les boues.

La figure 4-35 présente les résultats obtenus pour les mélanges du sable ($w_{i-sol} = 3,5\%$) et de 30% de boues Westwood ($w_{i-boue} = 350\%$) et Waite Amulet ($w_{i-boue} = 450\%$). Pour tous les dosages en chaux, on observe une augmentation rapide du taux de diminution de la teneur en eau dans les deux premières heures de cure. Pour des dosages de chaux de 1, 3, 5, 7 et 10%, ce taux de diminution atteint respectivement 12, 30, 36, 40, et 45 % pour les mélanges amendés sable-boue Westwood et ce taux de diminution atteint respectivement 11, 24, 31, 35, et 42 % pour les mélanges amendés sable- boue Waite Amulet. Lorsque le temps de cure passe de 2 à 48 heures, le taux de diminution augmente d'une valeur comprise entre 15 et 20% pour les mélanges amendés sable-boue Westwood et entre 12 et 16% pour les mélanges amendés sable- boue Waite Amulet par rapport au taux observé à 2 h. À titre de comparaison, le taux de réduction de la teneur en eau des boues seules exposées à l'évaporation dans les conditions de laboratoire change de 22% pour les mélanges amendés sable-boue Westwood et de 15% pour les mélanges amendés sable- boue Waite Amulet entre le 2^e et la 48^e heure de cure. Ces valeurs sont de l'ordre de grandeur des variations des taux de diminution des boues amendées durant cette période, ce qui signifie que c'est plus l'évaporation qui contrôle cette diminution de la teneur en eau. La chaux ajoutée aux MSBs agit donc rapidement dans les deux premières heures.

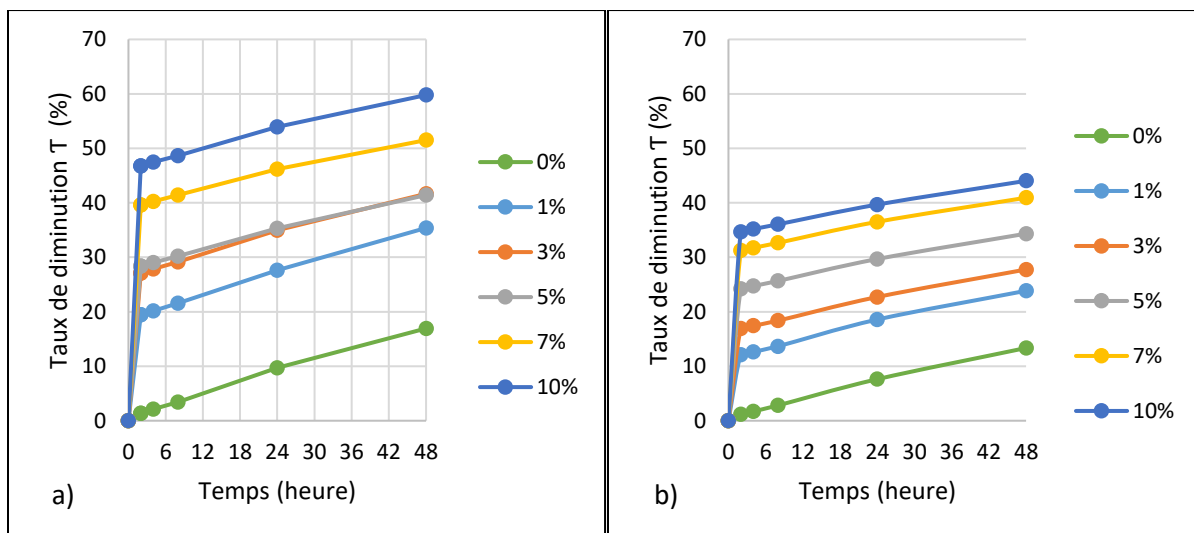


Figure 4-34 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation dans les MSB avec une teneur en boues β de 30% : a) mélange till-boues Westwood, b) mélange till-boues Waite Amulet

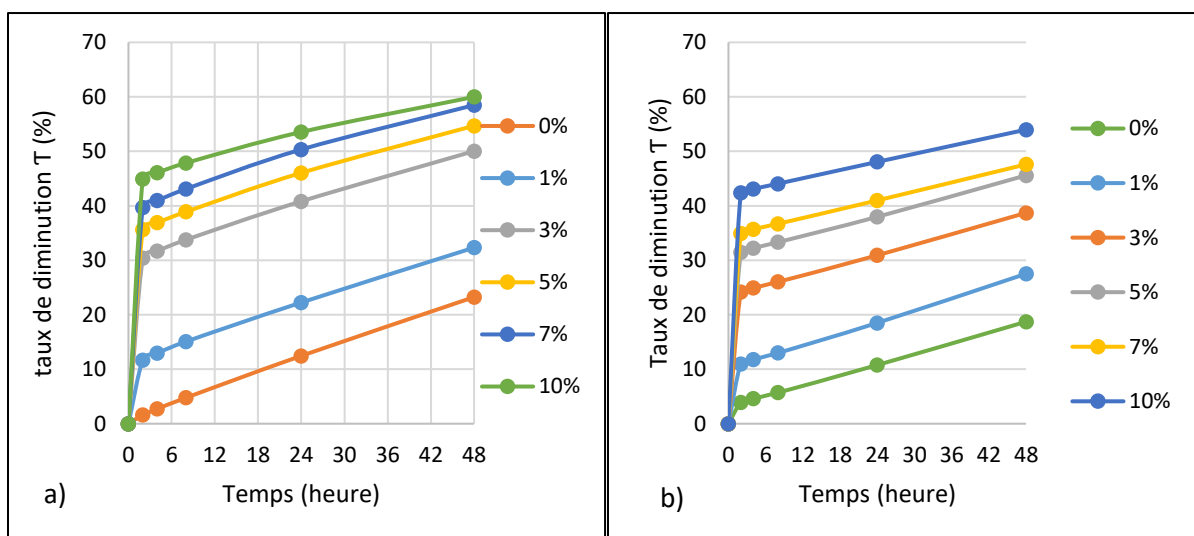


Figure 4-35 Évolution du taux de réduction de la teneur en eau par la chaux et l'évaporation dans les MSB avec une teneur en boues β de 30% : a) mélange sable-boues Westwood, b) mélange sable-boues Waite Amulet

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Ce chapitre revient d'abord sur les résultats présentés pour ressortir l'effet isolé de la chaux sur la teneur en eau des boues et des MSBs. Une approche est proposée pour isoler l'effet de la chaux sur la réduction de la teneur en eau et pour comparer l'effet de la chaux lorsqu'elle est ajoutée au MSB (ajout direct) ou si elle est préalablement ajoutée à la boue avant de préparer le MSB (ajout indirect). Ensuite, le potentiel d'utilisation des MSBs dans la couche de rétention d'eau de CEBC est brièvement discuté. Finalement nous présenterons une discussion critique sur les limites de l'utilisation des MSBs comme couche de rétention d'eau d'une CEBC.

5.1 Effet isolé de la chaux sur la teneur en eau des matériaux

Les résultats jusqu'ici présentés sur les teneurs en eau des matériaux amendés incluent l'effet combiné de la chaux et de l'évaporation. Il serait intéressant d'isoler l'effet de la chaux seule. Cela est seulement possible si on suppose que les pertes d'eau par évaporation sont identiques pour les matériaux non amendés et amendés. Cette hypothèse reste à être vérifiée. L'approche suivante a été utilisée. On admet que la teneur en eau du matériau non amendé soumis à l'évaporation varie de Δw_{evap} entre le temps t et $t+\Delta t$. Si w_{am} représente la teneur en eau du matériau amendé sous l'effet de la chaux et de l'évaporation au temps $t+\Delta t$, alors la teneur en eau du matériau amendé aurait été $w_{\text{am}} + \Delta w_{\text{evap}}$ en l'absence de l'évaporation. Cet exercice peut être répété pour tous les temps de cure t .

Une tentative d'isoler l'effet de la chaux seule est présentée à titre illustratif ci-dessous pour les deux boues seules et pour les mélanges till-boues Waite Amulet et sable-boues Waite Amulet contenant 30% de boues.

5.1.1 Effet isolé de l'ajout de la chaux sur la teneur en eau des boues

La correction des résultats présentés dans les figures 4-47 et 4-48 selon l'approche décrite ci-dessus pour isoler l'effet de la chaux sur la teneur en eau des matériaux amendés conduit aux résultats présentés dans les figures 5-1 et 5-2 respectivement pour les boues Westwood ($w_{i\text{-}WW} = 146\%$) et Waite Amulet (avec $w_{i\text{-}WA} = 389\%$). La variation incrémentale Δw_{evap} de la teneur en eau du matériau non amendé soumis à l'évaporation varie respectivement entre 4,3 et 18,8% et entre 1,5 et 28,7% pour les boues Westwood et Waite Amulet pour les différents temps de cure considérés.

Relativement à la variation de la teneur en eau en fonction du dosage de chaux à différents temps de cure comprises entre 2 h et 48 h, les courbes des figures 5-1a et 5-2a sont encore plus proches comparativement aux courbes des figures 4-47a et 4-48a. Entre 2 h et 48 h, les teneurs en eau varient très peu pour un dosage de chaux donné. Cela apparaît d'ailleurs au niveau des courbes des figures 5-1b et 5-2b qui montrent l'évolution de la teneur en eau en fonction du temps pour un dosage de chaux donné. Entre 2 h et 48 h, les pentes des courbes sont en général très faibles et en tout cas moins accentué que celles des courbes des figures 4-47b et 4-48b. Comme mentionné plus haut, des mesures auraient dû être réalisées entre 0 et 2h pour mieux comprendre la cinétique de diminution de la teneur en eau par la chaux.

L'approche proposée pour l'isolation de l'effet de la chaux seule sur la teneur en eau des boues suppose que le taux d'évaporation des boues non amendées et amendées sont identiques. Quelques courbes présentées dans les figures 5-1b et 5-2b montrent que la correction réalisée engendre une légère augmentation de la teneur en eau. C'est le cas à des boues Westwood amendées à 3% de chaux et des boues Waite Amulet amendées aux différents dosages de chaux. L'hypothèse de taux d'évaporation identique peut donc ne pas être applicable. Comme la correction Δw_{evap} est ajoutée, à la teneur en eau du matériau amendé sous l'effet de la chaux et de l'évaporation, cela voudrait dire que cette valeur est surestimée pour ces matériaux amendés où $w(t)$ augmente à partir de 2 h de cure. Cet aspect mérite d'être approfondie si l'on veut déterminer l'effet isolé de la chaux.

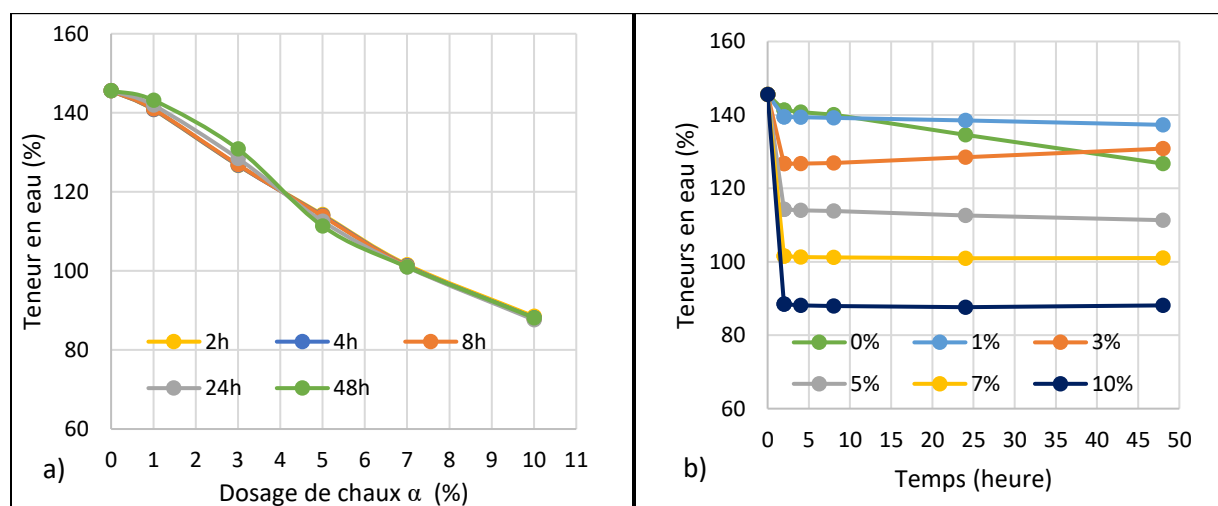


Figure 5-1 Effet de la chaux seule sur les boues Westwood ($w_{i-WW} = 146\%$) : a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

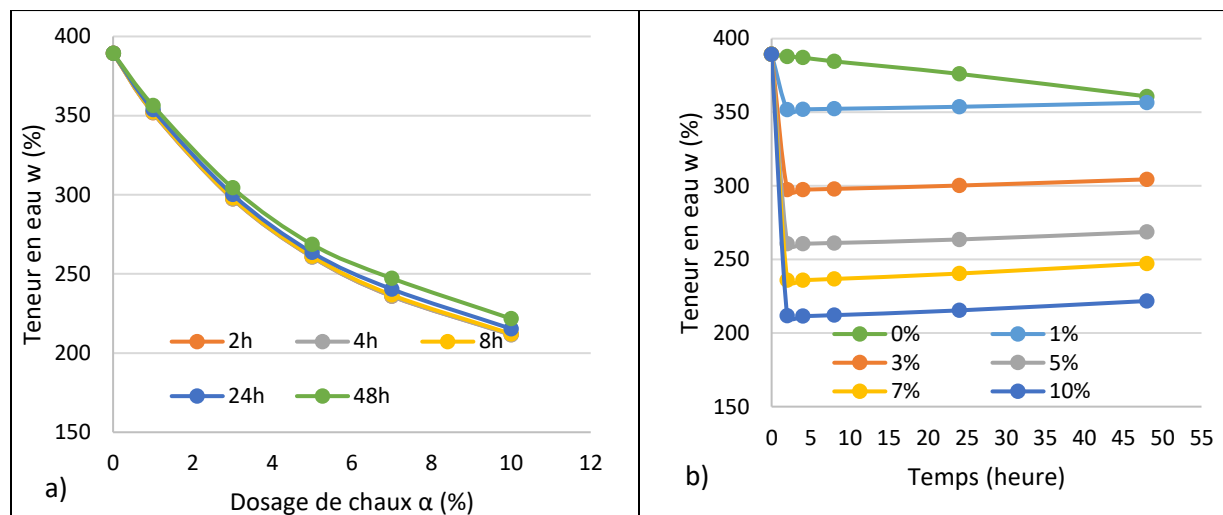


Figure 5-2 Effet de la chaux seule sur les boues Waite Amulet ($w_{i-WA} = 389\%$) : a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

5.1.2 Effet isolé de l'ajout de la chaux sur la teneur en eau des MSB

La correction des résultats présentés dans les figures 4-37 et 4-38 selon l'approche décrite ci-dessus pour isoler l'effet de la chaux sur la teneur en eau des matériaux amendés conduit aux résultats présentés dans les figures 5-3 et 5-4 respectivement pour les mélanges sable-boues Westwood ($w_{i-ww} = 350\%$) et till-boues Waite Amulet (avec $w_{i-WA} = 450\%$). La variation incrémentale Δw_{evap} de la teneur en eau du matériau non amendé soumis à l'évaporation varie respectivement entre 1,4 et 17% et entre 1,2 et 13,4% pour mélanges sable-boues Westwood et till-boues Waite Amulet pour les différents temps de cure considérés. Les observations générales formulées pour les boues à la section précédente sont valables pour les MSBs. Entre 2 et 48 h de cure, les teneurs en eau corrigées de ces MSB amendés semblent augmenter légèrement. La correction Δw_{evap} est donc surestimée. Cet aspect mérite d'être approfondi si l'on veut déterminer l'effet isolé de la chaux dans les MSBs amendées.

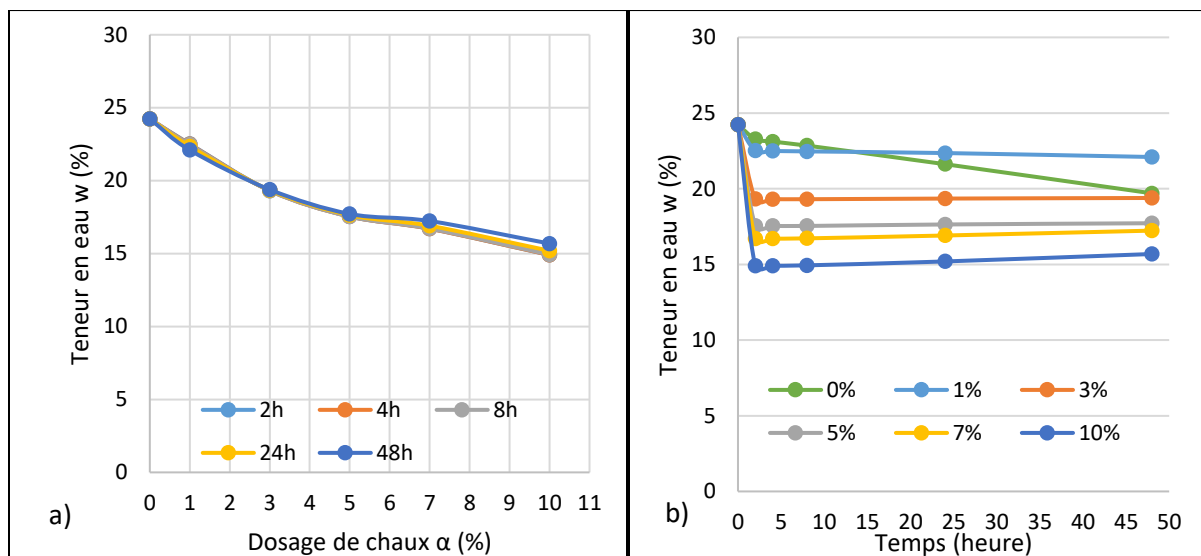


Figure 5-3 Effet de la chaux seule sur le mélange sable-boues Westwood $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

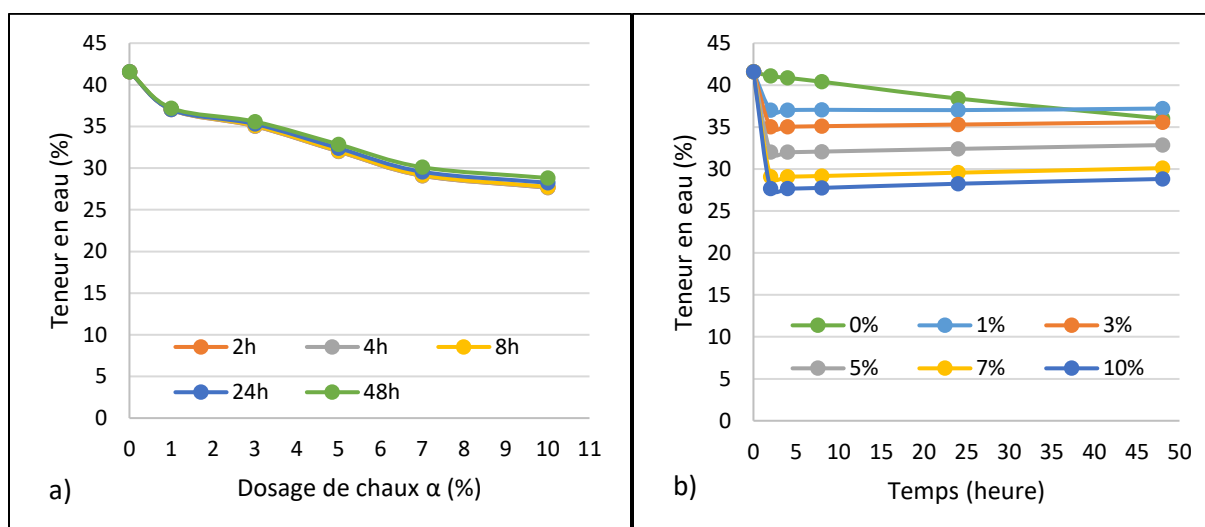


Figure 5-4 Effet de la chaux seule sur le mélange till-boues Waite Amulet $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

5.2 Analyse de l'effet de l'ajout direct ou indirect de la chaux

Dans le cadre des résultats présentés aux sections 4.6.1 et 5.1.2, la chaux a été ajoutée aux MSBs. La section 4.8 montre l'effet de la chaux et de l'évaporation sur la teneur en eau des boues seules. Dans le cas où les teneurs en eau initiales des boues sont trop élevées (cas de boues non décantées

suffisamment), il serait intéressant de comparer la teneur en eau du MSB amendé à la chaux et du MSB obtenu lorsque le sol est mélangé à une boue préalablement amendée. Cette comparaison pourrait être basée sur l'approche présentée ci-dessous.

Si β^* représente la teneur en boue amendée à un dosage de chaux α_b dans un mélange sol-boue amendée ($\beta^* = \text{masse de boue amendée humide} / \text{masse du sol humide}$), on peut démontrer que:

$$\beta^* = (1 + \alpha_b)\beta \quad (5.1)$$

Dans cette équation, β représente le rapport entre la masse de boue humide (non amendée) sur la masse de sol humide. La teneur en eau du MSB obtenu à partir d'une boue amendée peut être obtenue conformément à l'équation 2.7 comme suit :

$$w_{m-b.a} = \frac{w_{i-sol}(1 + w_{i-b.a}) + \beta^* w_{i-b.a}(1 + w_{i-sol})}{1 + w_{i-b.a} + \beta^*(1 + w_{i-sol})} \quad (5.2)$$

où est $w_{m-b.a}$ est la teneur en eau du MSB obtenu à partir d'une boue amendée, w_{i-sol} et $w_{i-b.a}$ sont respectivement les teneurs en eau initiales du sol et des boues amendées. La teneur en eau $w_{i-b.a}$ dépend de la teneur en chaux dans la boue α_b et du temps de cure considéré pour la boue amendée. Pour un temps de cure donné, si la relation entre $w_{i-b.a}$ et α_b est connue, il serait possible de déterminer comment varie la teneur en boue du mélange $w_{m-b.a}$ en fonction de la teneur en chaux dans la boue α_b .

La figure 5.5 montre un exemple de relations empiriques entre les teneurs en eau ($w_{i-b.a}$) des boues amendées Westwood (avec $w_{i-WW} = 146\%$) et Waite Amulet (avec $w_{i-WA} = 389\%$) et le dosage de chaux à un temps de cure de 24 h. Lorsque le dosage de chaux varie de 0 à 10%, le taux de variation de la teneur en eau est respectivement de 43 et 46% pour les boues amendées Westwood et Waite Amulet.

La figure 5.6 illustre comment varie la teneur en eau $w_{m-b.a}$ d'un mélange préparé à différentes teneurs en boue amendés β^* correspondant à des teneurs en boues β de 30, 40 et 50% en fonction de la teneur en chaux dans la boue α_b . Lorsqu'on analyse comment varient le taux de variation de la teneur en eau en fonction de la teneur en boue β lorsque le dosage de chaux varie de 0 à 10%, on observe que ce taux augmente légèrement avec β et passe de 17 à 21% et de 10 à 13% pour les MSBs préparés avec les boues amendées Westwood et Waite Amulet. Ces taux sont inférieurs au taux de diminution de la teneur en eau des boues seules.

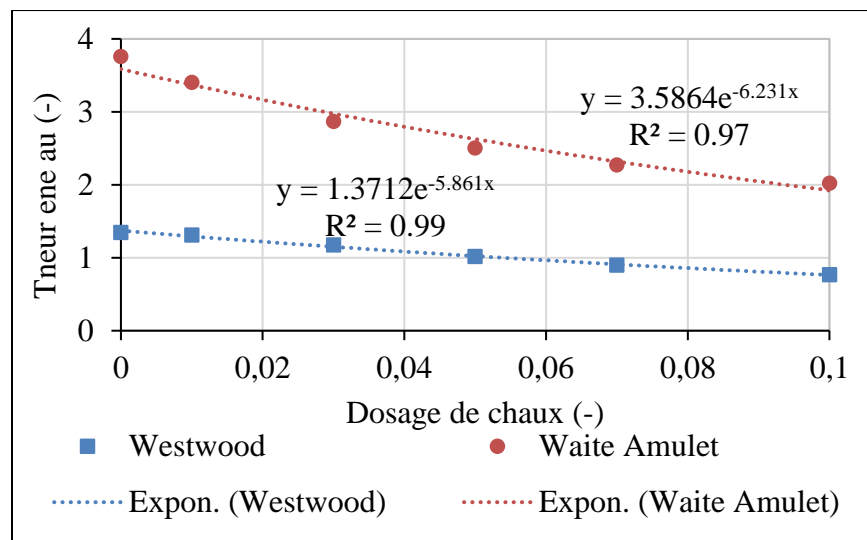


Figure 5-5 Relations entre les teneurs en eau des boues amendées Westwood et Waite Amulet et le dosage de chaux à un temps de cure de 24h.

Une comparaison de ces teneurs en eau des MSBs obtenus lorsque le till est mélangé à des boues préalablement amendées avec les teneurs en eau de MSBs till-boues préparés avec $\beta = 30, 40$ et 50% de boues non amendées et ensuite amendés à la chaux est malheureusement impossible dans le cadre de cette étude car les MSB étudiées n'ont pas été préparées à des teneurs en eau initiales respectives de 146% et 389% pour les boues Westwood et Waite Amulet. Connaissant la teneur en eau du MSB amendé par ajout direct de la chaux, il serait alors possible de déterminer la teneur en chaux nécessaire pour un amendement indirect (ajout de la chaux à la boue).

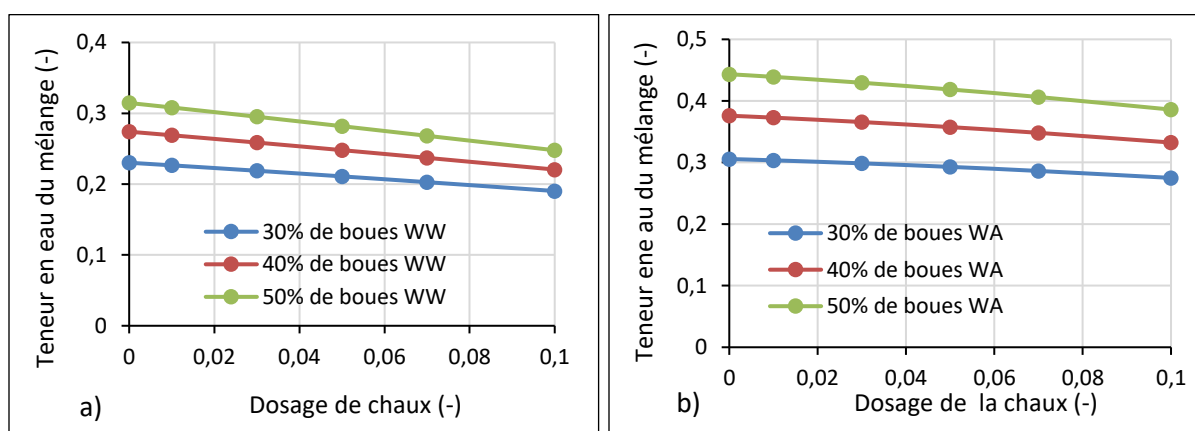


Figure 5-6 Effet du dosage de chaux dans la boue amendée sur la teneur en eau de mélanges till-boues avec $\beta = 30, 40$ et 50% : a) Boues Westwood avec $w_{i-WW} = 146\%$ et b) Boues Waite Amulet avec $w_{i-WA} = 389\%$.

5.3 Utilisation des MSB dans la couche de rétention d'eau de CEBC

Ce présent projet entre dans le cadre de la valorisation des boues de traitement des eaux minières acides comme matrice mélangée à des sols pour la restauration des sites miniers. Il visait, entre autres, à diversifier l'utilisation des MSBs comme composante d'une CEBC en utilisant deux types de boues et deux de sols granulaires, notamment du till et du sable. Dans ce projet, diverses propriétés hydrogéotechniques des MSBs ont été déterminées au laboratoire dans le but d'étudier leur potentielle utilisation comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Dans ce qui suit, les résultats obtenus sont discutés par rapport à la possibilité d'utiliser les mélanges sols-boues comme matériau pouvant constituer une couche de rétention d'eau d'une CEBC.

Les mélanges de till et de boues avec une teneur en boues de 30% présentent des valeurs de conductivité hydraulique saturées de l'ordre de 10^{-6} cm/s et des valeurs d'AEV de 40 pour le mélange till-boues Westwood et de 58 kPa pour le mélange till-boues Waite Amulet. Comparativement aux résultats des travaux de Mbonimpa et al. (2016), ces résultats obtenus sont prometteurs pour une potentielle utilisation de ces mélanges till-boues comme composante d'une CEBC. Ces auteurs ayant étudié les propriétés hydrogéotechniques de mélanges de silt et de boues, ont montré qu'un mélange avec $\beta = 25\%$ présentait des valeurs de k_{sat} de l'ordre de 10^{-5} cm/s et une valeur d'AEV de 30 kPa et que ces mélanges étaient potentiellement utilisables comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Sur la base d'une comparaison avec d'autres matériaux qui ont été utilisés comme composante d'une CEBC efficace, les mélanges de till et de boues seraient appropriés comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Par exemple, des résidus non générateurs d'acides ont été utilisés comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Ces résidus présentaient respectivement une conductivité hydraulique saturée et une valeur d'entrée d'air de $2,5 \times 10^{-5}$ cm/s et de 28 kPa (Bussière et al., 2004). Dans des cellules expérimentales de terrain, du silt naturel a été efficacement utilisé comme couche de rétention d'une CEBC (Bussière et al., 2007) pour limiter la migration de l'oxygène vers des résidus miniers générateurs d'acide. Dans cette étude, le matériau silteux utilisait présentait des valeurs de conductivité hydrauliques saturées entre 2×10^{-4} et 2×10^{-5} cm/s et des valeurs d'entrée d'air entre 20 et 40 kPa. Dans le cas d'une CEBC utilisée pour la réhabilitation du site lorraine situé en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada), des essais de laboratoire sur le silt utilisé comme couche de rétention d'eau ont révélé des valeurs k_{sat} comprises entre 2×10^{-6} et 1×10^{-5} cm/s et une des AEV entre 29 et 50 kPa (Dagenais et al., 2012).

En ce qui concerne les mélanges de sables et de boues, l'ajout de la boue améliore considérablement la conductivité hydraulique saturée et la capacité de rétention d'eau des mélanges. Les valeurs de conductivité hydrauliques saturées obtenues passent de l'ordre de 10^{-3} cm/s pour le sable seul à l'ordre de 10^{-4} cm/s pour les mélanges de sable et de boues ($\beta = 30\%$, 40% et 50%). Malgré une amélioration des conductivités hydrauliques, les valeurs obtenues restent toujours supérieures aux valeurs requises de l'ordre de 10^{-5} cm/s. Pour les mélanges de sable et de boues avec $\beta = 30\%$, la pression d'entrée d'air passe de 1,7 kPa pour le sable seul à 30 kPa avec les boues Westwood et à 39 kPa avec les boues Waite Amulet. Ces valeurs d'entrée d'air sont comparables aux valeurs obtenues dans la littérature pour les couches de rétention d'eau de CEBC.

Le retrait volumique (ϵ_v) a été déterminé à partir des essais de retrait libre pour évaluer la sensibilité mélanges à la dessiccation due à l'évaporation. Dans tous les cas, les résultats des essais de retrait ont montré que l'ajout de boues dans les mélanges augmente le retrait volumique. Dans la pratique une couche de protection placée au-dessus de la couche de rétention d'eau pourrait minimiser l'impact du retrait.

Les essais Proctor effectués pour évaluer les propriétés de compactage des différents MSBs étudiés ont montré que l'ajout de boues augmente la teneur en eau optimale des MSBs et diminue la densité sèche optimale alors que les teneurs en eau naturelles des mélanges sont largement supérieures aux teneur en eau optimales. Les figures 5-7 et 5-8 illustrent la diminution de la masse volumique sèche maximale des MSBs suivant l'augmentation de la teneur en boues dans les mélanges.

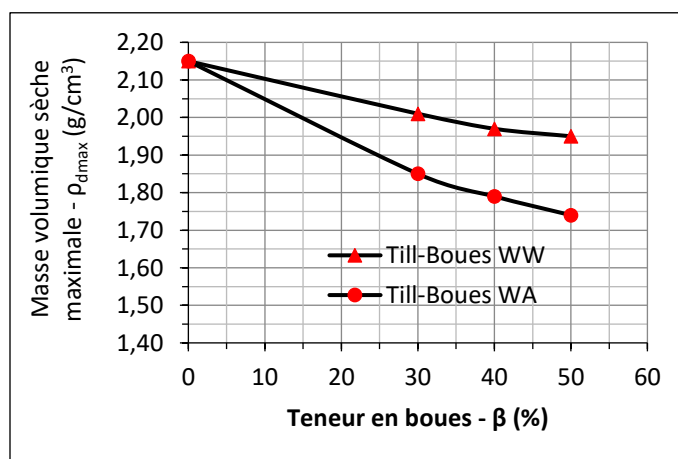


Figure 5-7 Évolution de la densité sèche maximale des mélanges till-boues en fonction de la teneur en boues

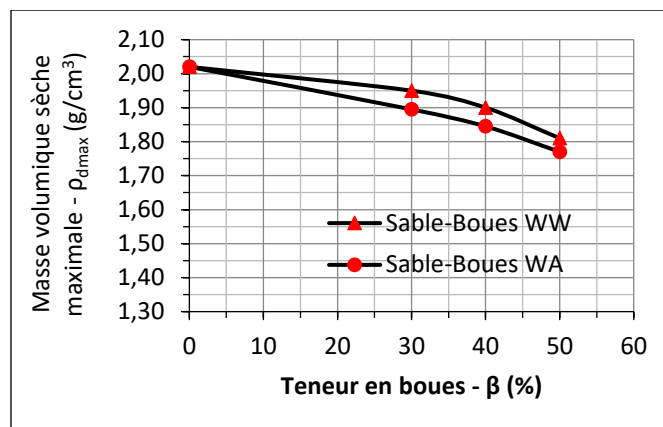


Figure 5-8 Évolution de la densité sèche maximale des mélanges sable-boues en fonction de la teneur en boues

L'augmentation de la quantité de boues dans les mélanges produit des mélanges difficilement compactables avec des densités sèches des mélanges inférieurs aux densités sèches optimales.

Cependant les résultats de l'amendement indiquent que la diminution de la teneur en eau des mélanges ($\beta = 30\%$) sous l'effet de la chaux s'accompagne d'une augmentation de la densité sèche des mélanges. Ces densités sèches qui augmentent avec l'augmentation du dosage de chaux (de 2 à 10%) varient entre 80 et 90% de l'optimum Proctor des mélanges non amendés. Donc la chaux est bénéfique et améliore les propriétés de compactage rendant ainsi les mélanges mieux compactables que dans les conditions naturelles. Les résultats des essais de conductivités hydrauliques saturées sur les mélanges sols-boues amendés montrent des effets très bénéfiques sur les mélanges de sables et de boues. En effet, les conductivités hydrauliques saturées des mélanges sable-boues atteignent des valeurs de l'ordre de 10^{-7} cm/s alors que sans la chaux les k_{sat} étaient de l'ordre de 10^{-4} cm/s. Cet aspect n'a pas été observé avec les mélanges de till et de boues. Les conductivités hydrauliques saturées des mélanges till-boues amendés sont restées dans les même ordre de grandeur que celles de mélanges non amendés, à savoir 10^{-6} cm/s. Dans tous les cas, les valeurs de conductivité hydrauliques saturées obtenues après amendement à la chaux indiquent que ces mélanges seraient appropriés pour jouer le rôle de couche de rétention d'eau d'une CEBC.

5.4 Dernières remarques

Ce projet de recherche s'est limité seulement à l'étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges de sols granulaires et de boues de traitement de DMA en vue de leur potentielle utilisation

comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. La justification de ces MSBs, du point de vue des propriétés hydrogéotechniques, s'est basée sur les propriétés des matériaux habituellement utilisés comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Or, le principe de fonctionnement d'une CEBC qui consiste à limiter le flux d'oxygène pouvant migrer jusqu'aux rejets générateur d'acide repose essentiellement sur les effets de barrière capillaires entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire d'une CEBC. Ces effets se développent lorsqu'il existe un contraste (granulométrique et des propriétés hydrogéotechniques) entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire. Dès lors, les propriétés intrinsèques des MSBs étudiés dans ce projet ne sauraient suffire à celles seules pour justifier l'utilisation de ces MSBs comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement de type CEBC. Une utilisation efficace de ces MSBs comme couche de rétention d'eau d'une CEBC nécessiterait en même temps un matériau de bris capillaire avec un contraste qui permettrait la création d'effets de barrière capillaire.

D'autres aspects très importants quant à l'utilisation de ces MSBs comme composante d'une CEBC n'ont pas été étudiés. Ces aspects comprennent entre autres la stabilité géochimique des MSBs et leur durabilité dans un contexte de restauration de sites miniers. L'utilisation de ces MSBs comme couche de rétention d'eau d'une CEBC ne serait possible que si les propriétés géochimiques et hydrogéochimiques sont validées dans un scénario de restauration au laboratoire et sur le terrain à long terme.

L'utilisation de la chaux comme matériau d'amendement a été investiguée dans le but de réduire la teneur en eau des MSBs et étudier son impact sur les propriétés hydrogéotechniques. Cependant il serait intéressant d'étudier la quantité de chaux qu'on pourrait mettre dans les mélanges de sols et de boues si l'on sait que la chaux en augmentant le pH du matériau peut remobiliser certains métaux comme le fer Fe^{3+} . Donc la chaux est à utiliser avec précaution dans un cas pratique. En plus, dans ce projet l'impact de la chaux sur les propriétés (compactage et conductivité hydraulique saturée) des MSBs a été étudié après 24 heures de cure ; ce qui n'est pas significatif d'un point de vue pratique de l'utilisation de ces MSBs dans un contexte de restauration.

En fin de compte il faut retenir que ce projet n'est qu'une étape préliminaire d'un long processus de validation de l'utilisation de ces mélanges comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. Dès lors, l'étude de tous ces aspects cités ci-dessus serait primordiale pour mieux statuer sur l'utilisation des MSBs comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement de type CEBC.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Dans les industries minières, de grandes quantités de boues générées par le traitement actif du DMA sont généralement entreposées dans des bassins de décantations et doivent être restaurées à la fin de l'exploitation minière. Ainsi, la gestion des boues de traitement du DMA représente un enjeu économique et environnemental majeur pour les opérateurs miniers.

Ce présent projet entre dans le cadre de la valorisation des boues de DMA pour leur utilisation comme matériaux de restauration de sites miniers. Ce projet avait pour objectif principal d'étudier, du point de vue des propriétés hydrogéotechnique, une potentielle utilisation de mélanges de sols granulaires et de boues de DMA comme couche de rétention d'eau d'une CEBC. De manière plus spécifique, le projet visait d'abord à caractériser, au laboratoire, les propriétés hydrogéotechniques de différents MSBs obtenus à partir de deux types de sols granulaires (till et sable) et de deux types de boues provenant des sites de Westwood et de Waite-Amulet en considérant différentes teneurs en boues β (= masse de boue humide / masse de sol humide) dans le mélange et différentes teneurs en eau des matériaux de base (sols et boues). Ensuite, il fallait évaluer, selon les propriétés hydrogéotechniques, l'utilisation potentielle des MSBs, obtenus à l'aide des deux types de sols et des deux types de boues, comme couche de matériaux fins d'une CEBC. Finalement, l'étude de l'impact de l'ajout de la chaux, dont l'objectif était de réduire la teneur en eau très élevées des MSBs, sur certaines propriétés hydrogéotechniques, notamment la conductivité hydraulique saturés et les propriétés de compactage des MSBs a été menée. Dans ce qui suit, les principales conclusions et recommandations découlant de cette étude sont présentées.

6.1 Conclusion

D'abord, l'étude a consisté en des mesures des propriétés physiques de base, des propriétés hydrogéotechniques et des analyses chimiques et minéralogiques des matériaux utilisés. Les résultats des caractérisations chimiques et minéralogiques ont décelé que les boues, aussi bien que les sols, sont non générateurs d'acide. L'analyse granulométrique a montré que le till testé est classé comme un sable silteux (SM) avec une granulométrie étalée tandis que le sable, avec une granulométrie serrée, correspond à un matériau de type SM (sable mal gradué). Les deux boues se comportent comme des silts inorganiques (MH). La teneur en eau à l'optimum Proctor est de 6% et 9,3% respectivement pour le till et le sable. La conductivité hydraulique à saturation et de l'ordre

de 10^{-3} cm/s pour le sable et 10^{-6} cm/s pour le till. Le till présente une AEV d'environ de 60 kPa. Le sable a une AEV de 1,2 kPa.

Ensuite l'impact de la teneur en boues sur les propriétés hydrogéotechniques de mélanges sols-boues a été étudié, à savoir, la granulométrie, la densité, la courbe Proctor, le retrait volumique, la conductivité hydraulique saturée et la capacité de rétention d'eau. Les teneurs en boues utilisées dans cette étude sont de 30, 40 et 50%.

Pour les mélanges de till-boues, les résultats des tests de conductivités hydrauliques saturées montrent que ces mélanges possèdent des conductivités hydrauliques saturées de l'ordre de 10^{-6} cm/s pour des teneurs en boues de 30, 40 et 50%. Les résultats des courbes de rétention d'eau étudiées sur les mélanges de 30% de teneurs en boues montrent que l'ajout de boues semble diminuer la pression d'entrée d'air dans le mélange par rapport au till seul. Mais ces mélanges ont des valeurs d'entrée d'air de 40 kPa et de 58 kPa respectivement avec les boues Westwood et les boues Waite Amulet. Ces valeurs de conductivité hydraulique saturée et de pression d'entrée d'air indiquent que ces mélanges de till et de boues sont potentiellement utilisables comme couche de rétention d'eau d'une CEBC sur la base d'une comparaison aux matériaux habituellement utilisés dans des CEBC.

Par rapport à l'objectif du projet, l'ajout de la boue dans le sable améliore considérablement la conductivité hydraulique saturée et la capacité de rétention d'eau des mélanges de sables et de boues. En effet, les mélanges de sable et de boues ont montré des conductivités hydrauliques saturées de l'ordre de 10^{-4} cm/s quand β varie de 30%, 40% et de 50%. La valeur d'entrée d'air passe de 1,2 kPa pour le sable seul à 30 kPa et 39 kPa respectivement pour les mélanges de sable-boues Westwood et les mélanges de sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$. Ces valeurs de conductivités hydrauliques saturées ne permettraient pas aux mélanges de sables et de boues d'être potentiellement utilisés comme couche de rétention d'eau d'une CEBC.

Les mélanges sols-boues étudiés ont montré une susceptibilité au retrait volumique dû à l'évaporation. Le retrait volumique des MSBs augmentait quand la teneur en boues dans le mélange augmente. Mais, dans la pratique, ce retrait pourrait être réduit en recouvrant le MSB d'une couche de matériau grossier comme la couche de protection ou la couche drainante dans le cas d'une CEBC. De plus, la densité sèche maximale des MSBs diminue avec l'augmentation de la teneur en boues dans les mélanges. L'ajout de la boue dans les mélanges produit des MSBs peut

compactables avec des teneurs en eau massiques largement supérieures aux teneurs en eau optimales obtenues avec les essais Proctor. Dans ces conditions, les teneurs en eau très élevées rendraient difficile la maniabilité des MSBs.

Enfin, la chaux a été utilisée dans le but de réduire cette teneur en eau très élevée des MSBs et d'étudier son impact sur les propriétés de compactage et la conductivité hydraulique saturée. Des dosages de chaux (masse de chaux/masse de mélange humide) de 0 à 10% ont été utilisés à cet effet. L'étude de l'impact de la chaux sur les propriétés de compactage et la conductivité hydraulique saturée a été menée sur des MSBs de $\beta = 30\%$. Le paramètre appelé pourcentage de compactage P_c (rapport de la densité sèche du mélange amendé sur la densité sèche maximale du mélange non amendé) été utilisé pour juger de l'efficacité de la chaux sur la compactabilité des MSBs amendés. Les essais de perméabilité pour déterminer les conductivités hydrauliques saturées des MSBs amendés ont été réalisés après 24 heures de séchage.

Les résultats obtenus de l'amendement à la chaux ont montré que la teneur en eau des mélanges diminue lorsque la teneur en chaux augmente pour un temps de durcissement donné. Cette réduction de la teneur en eau est accompagnée d'une augmentation de la densité sèche après compactage et d'une diminution de la conductivité hydraulique saturée. En effet, les pourcentages de compactage des MSBs amendés augmentaient avec le dosage de chaux et variaient entre 80% et 90% de l'optimum Proctor des mélanges non amendés avec des dosages de chaux de 2 à 10%. Les conductivités hydrauliques saturées des mélanges de sable et de boues contenant 2 à 6% de chaux atteignaient des valeurs de l'ordre de 10^{-7} cm/s tandis que les k_{sat} des mélanges de till et de boues amendés avec les mêmes pourcentages de chaux restaient dans le même ordre de grandeur (10^{-6} cm/s) que celles des mélanges non amendés.

6.2 Recommandations

Ce projet de maîtrise a permis de mettre en évidence une potentielle valorisation des boues de traitement actif du DMA comme matrice mélangée à des sols granulaires pour constituer une couche de rétention d'eau d'un recouvrement de type CEBC.

C'est pourquoi nous suggérons que l'option de valorisation des boues de traitement de DMA comme matrice mélangée à des sols granulaires pour constituer un matériau de recouvrement soit incluse dans le mode de gestion des boues. Au vu des essais effectués et des résultats obtenus,

quelques recommandations peuvent être données. Celles-ci permettront de parfaire ce travail afin de mieux statuer sur cette option de valorisation des boues de DMA. Ainsi, nous suggérons les recommandations suivantes :

- poursuivre des travaux de recherche pour étudier davantage le comportement des MSBs dans des scénarios de restauration à l'échelle de laboratoire et de terrain ;
- examiner la possibilité d'utiliser des méthodes basées sur la théorie des mélanges pour optimiser les compositions des MSBs ;
- effectuer des essais qui intégreront les aspects géochimiques (essais en colonne avec des résidus et analyser la qualité de l'eau sortant du système) et étudier leur stabilité à long terme ;
- étudier l'impact de la chaux sur la capacité de rétention d'eau des MSBs ;
- étudier l'impact de la chaux sur toutes les propriétés hydrogéotechniques à moyen et long terme sachant que la majorité des essais présentées ont été réalisés 24 h après l'ajout de la chaux aux MSBs ;
- évaluer la possibilité d'utilisation d'autres produits d'amendement des MSBs comme les ciments, l'anhydrite des alumineries, les cendres volantes de cogénération, et les polymères supers absorbants (PSA) sur les propriétés hydrogéotechniques à court, moyen et long terme ;
- évaluer la faisabilité technico-économique de l'utilisation de ces divers produits d'amendement comme matériaux d'amendement des MSBs dans un cas pratique.

A l'issue des travaux à venir, si cette option de valorisation des boues s'avère viable, cela permettrait de réduire l'impact environnemental des boues et de limiter leur coût de gestion. Cette réduction de l'empreinte environnementale des boues est très avantageuse pour l'acceptabilité sociale des projets en cours et futurs en limitant l'utilisation de sols naturel et les distance de transport des matériaux d'emprunt.

BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (1994). Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. Paper presented at the Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh.
- Aubé, B. (2004). Une étude en usine pilote de la production de boues à haute densité durant le traitement des eaux de drainage minier acide: Mémoire de maîtrise, département des génie civil, géologique et des mines, École polytechnique de Montréal, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers.[CD-ROM]. Les Presse Internationales Polytechnique, Montréal, Que.
- Aubertin, M., & Chapuis, R. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Paper presented at the Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, MEND/Canmet.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. Proc. Symposium 2015 on Mines and the Environment, Rouyn-Noranda.
- Bell, F. (1996). Lime stabilization of clay minerals and soils. *Engineering Geology*, 42(4), 223-237.
- Bell, F. (1996). Lime stabilization of clay minerals and soils. *Engineering Geology*, 42(4), 223-237.
- Benzaazoua, M., Fiset, J.-F., Bussière, B., Villeneuve, M., & Plante, B. (2006). Sludge recycling within cemented paste backfill: study of the mechanical and leachability properties. *Minerals Engineering*, 19(5), 420-432.
- Besner, J., & Flon, P. (1987). Étude en laboratoire de mélanges d'argile et de sable avec des additifs minéraux pour le traitement d'infrastructures routières. Ministère des transport du Québec. Centre de documentation.
- Black, D. L., McQuay, M. Q., & Bonin, M. P. (1996). Laser-based techniques for particle-size measurement: a review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(3), 267-306.

- Bouda, M., Mbonimpa, M., Demers, I., Benzaazoua, M., & Gagnon, M. (2012). Hydrogeotechnical characterization of AMD treatment sludge and sludge-based mixtures. *Proceedings of the Geo-Manitoba, Winnipeg. Manitoba*, 30.
- Bourokba Mrabent, S. A., Hachichi, A., Souli, H., Taibi, S., & Fleureau, J.-M. (2017). Effect of lime on some physical parameters of a natural expansive clay from Algeria. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 21(1), 108-125.
- Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., & Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. *Vecteur Environnement*, 34(3), 37-50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., & Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin*, 1(6), 1-11.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Revue Déchets, Sciences et Techniques*, 54, 49-64.
- Centre d'information sur le ciment et ses applications (2004). Routes n°89 (septembre 2004). Documentation technique. Traitement des sols à la chaux et/ou aux liants hydrauliques pour l'exécution des remblais et des couches de forme.
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 71(3), 401-434.
- Chapuis, R. P., Baass, K., & Davenne, L. (1989). Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 71-79.

- Chertkov, V. (2004). A physically based model for the water retention curve of clay pastes. *Journal of Hydrology*, 286(1-4), 203-226.
- Centre de recherche routière (2009). Code de bonne pratique pour le traitement des sols à la chaux et/ou aux liants hydrauliques. Code de bonne pratique CRR R 81/10.
- Cuisinier, O., Masrouri, F., Stoltz, G., & Russo, G. (2014). Multi-scale analysis of the swelling and shrinkage of a lime-treated expansive clayey soil. *Unsaturated Soils: Research & Applications*, 1, 441.
- Dagenais, A.-M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de Doctorat, Département CGM, École Polytechnique de Montréal.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. Paper presented at the Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Aubertin, M. (2012). A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical testing journal*, 35(1), 150-158.
- Daita, R. K., Drnevich, V. P., & Kim, D. (2005). Family of compaction curves for chemically modified soils.
- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116.
- Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125.
- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S., & Gagnon, M. (2017). Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. *Minerals Engineering*, 107, 43-52.
- Gouvernement du Québec (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère du développement durable, environnement et parcs, Gouvernement du Québec, 105.

- El Hachmi, A. (2013). Argile et minéraux argileux: propriétés physico-chimiques et propriétés et propriétés colloïdales.
- Fleureau, J.-M., Kheirbek-Saoud, S., Soemitro, R., & Taibi, S. (1993). Behavior of clayey soils on drying–wetting paths. *Canadian Geotechnical Journal*, 30(2), 287-296.
- Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532.
- Gabr, M., & Bowders, J. J. (2000). Controlled low-strength material using fly ash and AMD sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 76(2), 251-263.
- Genty, T. (2012). Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Gouvernement du Québec (2011). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Plan d'action 2011-2015. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs.
- Holtz, R., & Kovacs, W. (1991). Introduction à la géotechnique (traduit par J. Lafleur). Presses internationales Polytechnique, Montréal.
- Khattab, S., & Al-Taie, L. K. I. (2006). Soil-water characteristic curves (SWCC) for lime treated expansive soil from Mosul City Unsaturated soils 2006 (pp. 1671-1682).
- Khay, I. (2012). Étude physico-chimique des interfaces chaux/chanvre/argile: Impact sur la rhéologie des mortiers et sur les propriétés mécaniques, thermiques et hydriques du matériau composite. Limoges.
- Ko, M.-S., Kim, J.-Y., Lee, J.-S., Ko, J.-I., & Kim, K.-W. (2013). Arsenic immobilization in water and soil using acid mine drainage sludge. *Applied Geochemistry*, 35, 1-6.
- Ko, M.-S., Kim, J.-Y., Park, H.-S., & Kim, K.-W. (2015). Field assessment of arsenic immobilization in soil amended with iron rich acid mine drainage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 108, Part A, 1073-1080.
- LCPC-SETRA, G. (2000). Guide Technique. Traitement des sols à la chaux et/ou aux liants hydrauliques. Application à la réalisation des remblais et des couches de forme, LCPC-SETRA (Paris-Bagneux), 240p.
- Légère, G. (2001). Étude technico-économique de la stabilisation à la chaux des sols argileux en voirie forestière. École de technologie supérieure.

- Little, D. N. (1987). Evaluation of structural properties of lime stabilized soils and aggregates: National Lime Association.
- Little, D. N. (1995). Stabilization of pavement subgrades and base courses with lime.
- Locat, J., Trembaly, H., & Leroueil, S. (1996). Mechanical and hydraulic behaviour of a soft inorganic clay treated with lime. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(4), 654-669.
- Locat, J., Trembaly, H., & Leroueil, S. (1996). Mechanical and hydraulic behaviour of a soft inorganic clay treated with lime. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(4), 654-669.
- Macías, F., Pérez-López, R., Caraballo, M. A., Cánovas, C. R., & Nieto, J. M. (2017). Management strategies and valorization for waste sludge from active treatment of extremely metal-polluted acid mine drainage: A contribution for sustainable mining. *Journal of Cleaner Production*, 141, 1057-1066.
- Mackie, A. L., & Walsh, M. E. (2015). Investigation into the use of cement kiln dust in high density sludge (HDS) treatment of acid mine water. *Water Research*, 85, 443-450.
- Marcello, R., Galato, S., Peterson, M., Riella, H., & Bernardin, A. (2008). Inorganic pigments made from the recycling of coal mine drainage treatment sludge. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1280-1284.
- Marinho, F. A. M. (1994). Shrinkage behaviour of some plastic soils. University of London London, UK.
- Maubec, N. (2010). Approche multi-échelle du traitement des sols à la chaux-Etudes des interactions avec les argiles. Université de Nantes.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006a). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., and Maqsoud, A. (2006b). A predictive function for the water retention curve of compressible soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 132(9): 1121-1132
- Mbonimpa, M., Bouda, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2016). Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 828-838.
- Milburn, J. P., & Parsons, R. L. (2004). Performance of soil stabilization agents. Retrieved from

- Neculita, C. M. (2007). *Traitement biologique passif du drainage minier acide: sources de carbone, mécanismes d'enlèvement des métaux et écotoxicité*: École polytechnique.
- Onweremadu, E., & Igwe, C. (2007). Physical Shrinkage Relationship in Soils of Dissimilar Lithologies in Central Southeastern Nigeria. *Journal of Applied Sciences*, 7, 2495-2499.
- Osula, D. (1996). A comparative evaluation of cement and lime modification of laterite. *Engineering Geology*, 42(1), 71-81.
- Parsons, R., & Milburn, J. (2003). Engineering behavior of stabilized soils. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* (1837), 20-29.
- Pialy, P. (2009). *Etude de quelques matériaux argileux du site de Lembo (Cameroun): minéralogie, comportement au frittage et analyse des propriétés d'élasticité*. Limoges.
- Prusinski, J., & Bhattacharja, S. (1999). Effectiveness of Portland cement and lime in stabilizing clay soils. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* (1652), 215-227.
- Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2017). Recovery and reuse of sludge from active and passive treatment of mine drainage-impacted waters: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-19.
- Ricard, J., Aubertin, M., Firlotte, F., Knapp, R., McMullen, J., & Julien, M. (1997). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Paper presented at the Proceedings of the 4th international conference on acid rock drainage, Vancouver, BC.
- Robitaille, V., & Tremblay, D. (2007). *Mécanique des sols. Théorie et pratique*. Modulo Éditeur.
- Romero, E., Della Vecchia, G., & Jommi, C. (2011). An insight into the water retention properties of compacted clayey soils. *Géotechnique*, 61(4), 313-328.
- Rouf, M. A., & Hossain, M. D. (2003). Effects of using arsenic-iron sludge in brick making. *Fate of Arsenic in the Environment*, 193-208.
- Russo, G. (2005). *Water retention curves of lime stabilised soil*: Taylor & Francis Group, London.
- Saleh Mbemba, F. (2010). *Évaluation de la dessiccation, du retrait et de la fissuration de matériaux silteux peu plastiques*. École Polytechnique de Montréal.
- Sibrell, P. L. (2010). Utilization of amd sludges from the anthracite region of pennsylvania for removal of phosphorus from wastewater

- Joint Mining Reclamation Conf. 2010 - 27th Meeting of the ASMR, 12th Pennsylvania Abandoned Mine Reclamation Conf. and 4th Appalachian Regional Reforestation Initiative Mined Land Reforestation Conf (Vol. 2).
- Sibrell, P. L., Montgomery, G. A., Ritenour, K. L., & Tucker, T. W. (2009). Removal of phosphorus from agricultural wastewaters using adsorption media prepared from acid mine drainage sludge. *Water Research*, 43(8), 2240-2250.
- Szymkiewicz, F. (2011). Évaluation des propriétés mécaniques d'un sol traité au ciment. Université Paris-Est.
- Tedesco, D., & Russo, G. (2008). Time dependency of the water retention properties of a lime stabilised compacted soil. *Advances in geo-engineering*, 277-282.
- Tsang, D. C., Olds, W. E., Weber, P. A., & Yip, A. C. (2013). Soil stabilisation using AMD sludge, compost and lignite: TCLP leachability and continuous acid leaching. *Chemosphere*, 93(11), 2839-2847.
- Wei, X., Viadero, R. C., & Bhojappa, S. (2008). Phosphorus removal by acid mine drainage sludge from secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, 42(13), 3275-3284.
- Weng, C.-H., Lin, D.-F., & Chiang, P.-C. (2003). Utilization of sludge as brick materials. *Advances in environmental research*, 7(3), 679-685.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.
- Zhang, X., Mavroulidou, M., & Gunn, M. J. (2017). A study of the water retention curve of lime-treated London Clay. *Acta Geotechnica*, 12(1), 23-45.
- Zinck, J. (2005). Review of disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. MEND report, 3(3), 68.
- Zinck, J. (2006). Disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. Proc, ICARD, St Louis, MO, USA, 2604-2617.
- Zinck, J., Fiset, J., & Griffith, W. (2010). Stability of treatment sludge in different disposal environment: A multi-year leaching Study. *Mine waste and innovative thinking operations*, IMWA, 527-531.

- Zinck, J., Fiset, J., & Griffith, W. (2010). Stability of treatment sludge in various disposal environments: a multi-year leaching study. Paper presented at the Proc. of the IMWA Symposium, September.
- Zinck, J., & Griffith, W. (2013). Review of mine drainage treatment and sludge management operations. MEND report, 3(1), 111.
- Zinck, J., Wilson, L., Chen, T., Griffith, W., Mikhail, S., & Turcotte, A. (1997). Characterization and stability of acid mine drainage treatment sludges. Mining and Mineral Sciences Laboratories Report, 96-079.

ANNEXE A – ÉTAPES DE RÉALISATION DES ESSAIS DE PERMÉABILITÉ EN CELLULE TRIAXIALE

Une fois l'échantillon homogénéisé à une teneur en eau prédéterminée, la réalisation de l'essai consiste à :

- Remplir le cylindre en métal avec l'échantillon en fines tranches compactées (environ 5 cm) ;
- Araser la surface de l'échantillon à partir de la règle ;
- Installer la membrane à l'intérieur du cylindre en plastique et vider l'air entre le cylindre et la membrane à partir de la poire en caoutchouc ;
- Démouler délicatement l'échantillon et le disposer dans le cylindre en plastique avec la membrane ;
- Retirer la poire en caoutchouc puis le cylindre en plastique ;
- Déposer un papier filtre et une pierre poreuse saturée en haut et en bas de l'échantillon ;
- A l'aide du cylindre en plastique déposer deux joints toriques en haut et en bas de l'échantillon pour la suite des opérations.
- Installer l'échantillon sur le piédestal de la cellule
- Remplir la cellule avec de l'eau dégazée et vérifier toutes les connexions pour s'assurer de leurs étanchéités ;
- Lancer le logiciel GDSLAB à partir du bureau de l'ordinateur et suivre la procédure décrite dans le guide d'utilisation du logiciel.

1 : membrane; 2 : cylindre en métal 100 x 200 mm avec collier de serrage;
3 : cylindre en plastique; 4 : règle à araser; 5 : marteau Proctor; 6 : poire en caoutchouc; 7 : pierre poreuse (×2); 8 : joint torique ou *O-Rings* (×4); 9 : papier filtre (×2)

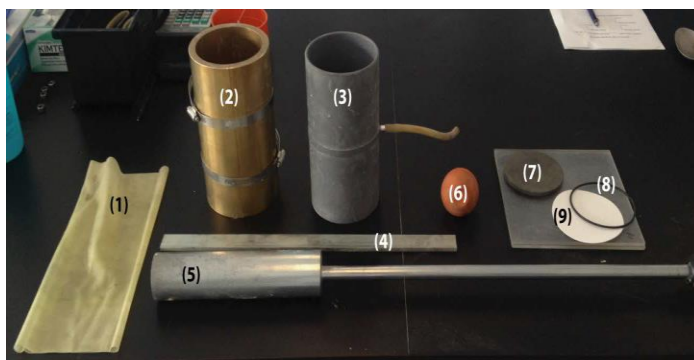


Figure A.1 : Matériel pour la préparation d'un échantillon.

ANNEXE B – ANALYSES GRANULOMÉTRIQUES DES MSB

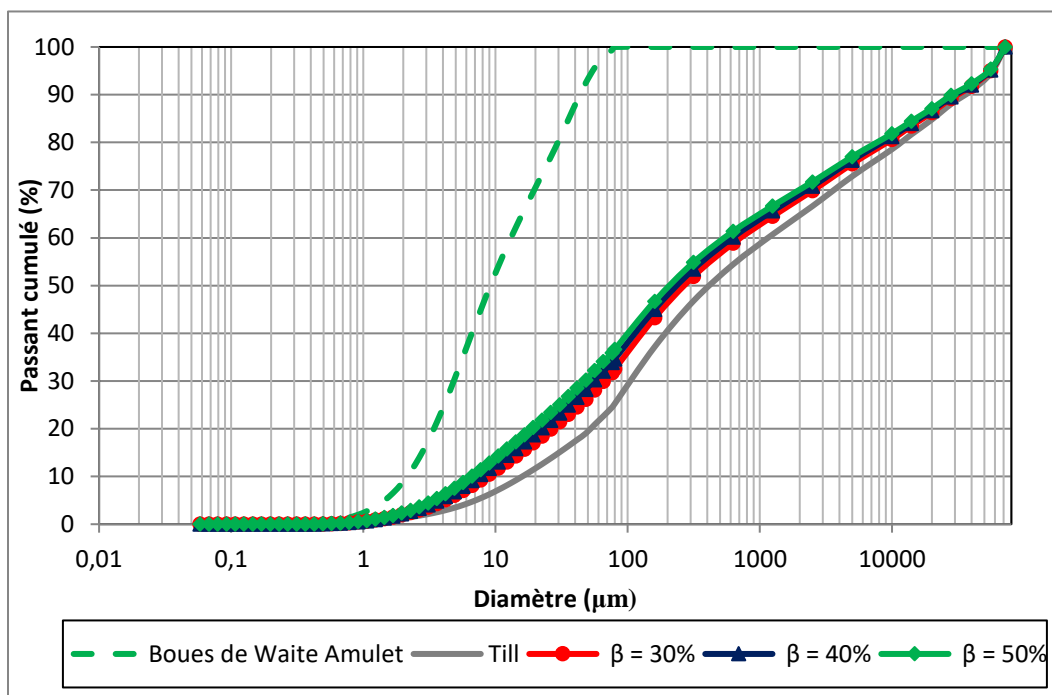


Figure A.2 : Courbes granulométriques du till, des boues Waite Amulet et des mélanges till-boues WA à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)

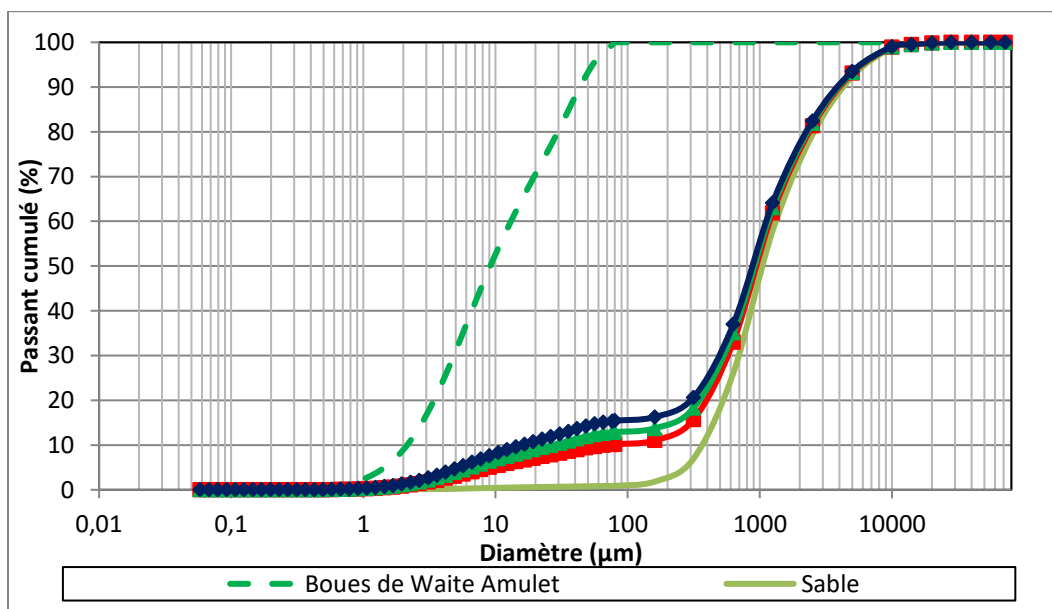


Figure A.3 : Courbes granulométriques du sable, des boues Waite Amulet et des mélanges sable-boues WA à différentes teneurs en boues (mélange préparé avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)

ANNEXE C – RÉSULTATS DES ESSAIS PROCTOR SUR LES MSBS

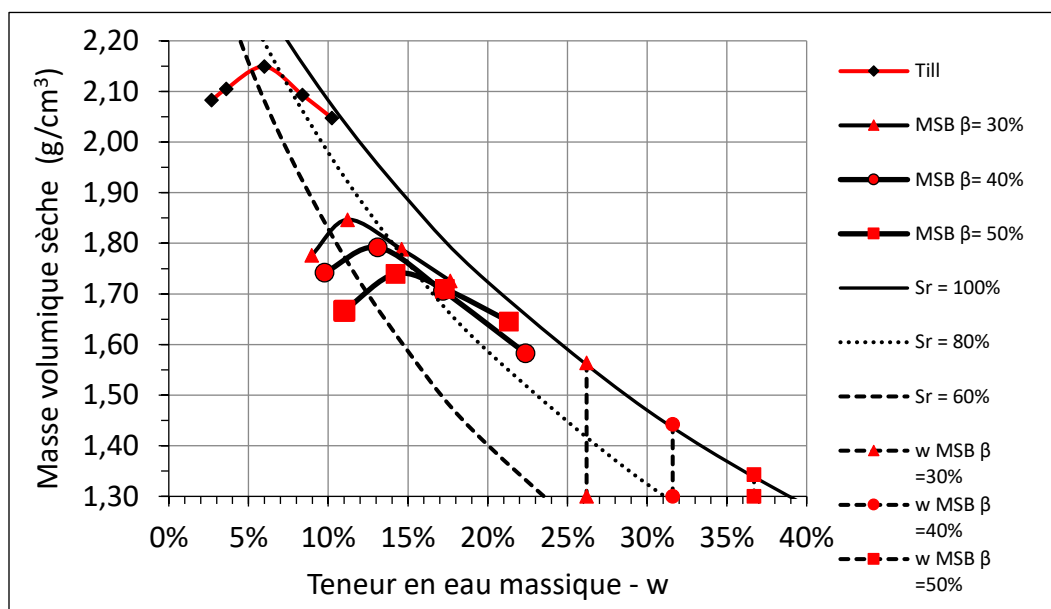


Figure A.4 : Courbes de Proctor modifié de mélanges de till et de boues Waite-Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 7,5\%$ et $w_b = 200\%$)

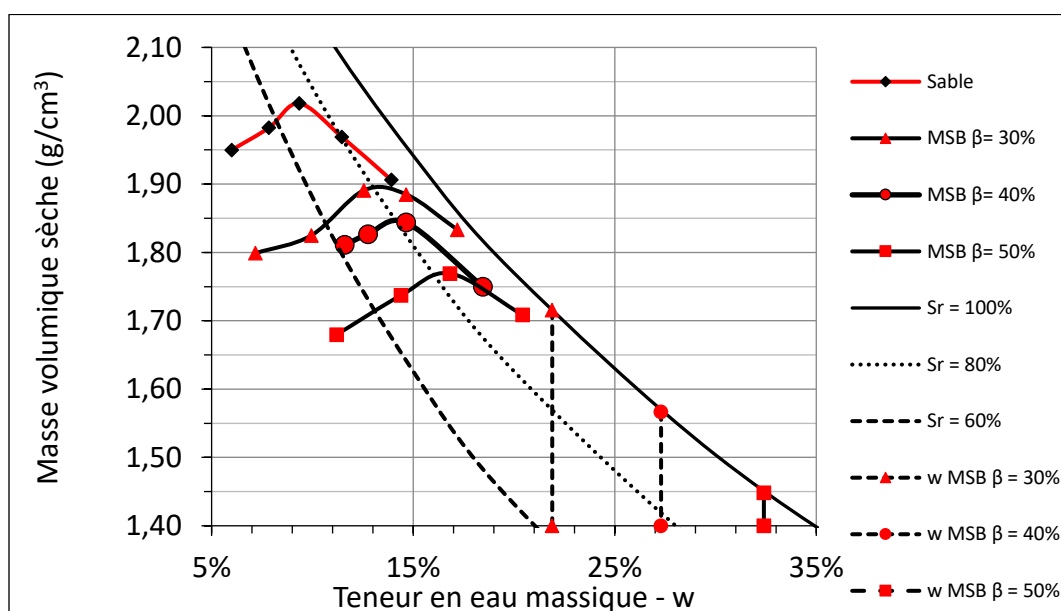


Figure A.5 : Courbes Proctor modifié de mélanges de sable et de boues Waite Amulet (mélanges préparés avec $w_s = 3,5\%$ et $w_b = 200\%$)

ANNEXE D – RÉSULTATS DES ESSAIS DE RETRAIT LIBRE

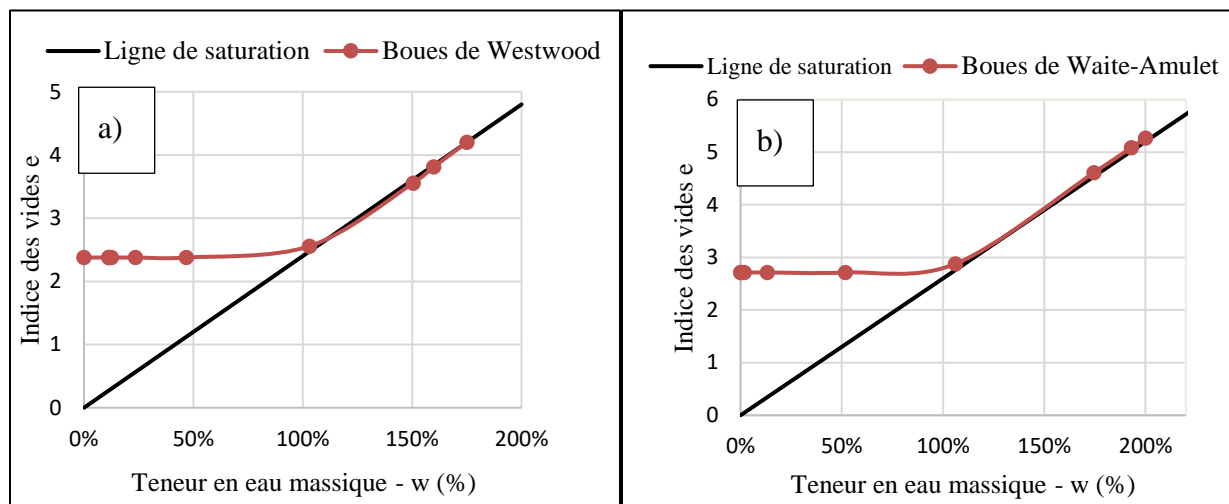


Figure A.6 : Courbes de retrait des boues : a) Boues Westwood et b) Boues Waite Amulet

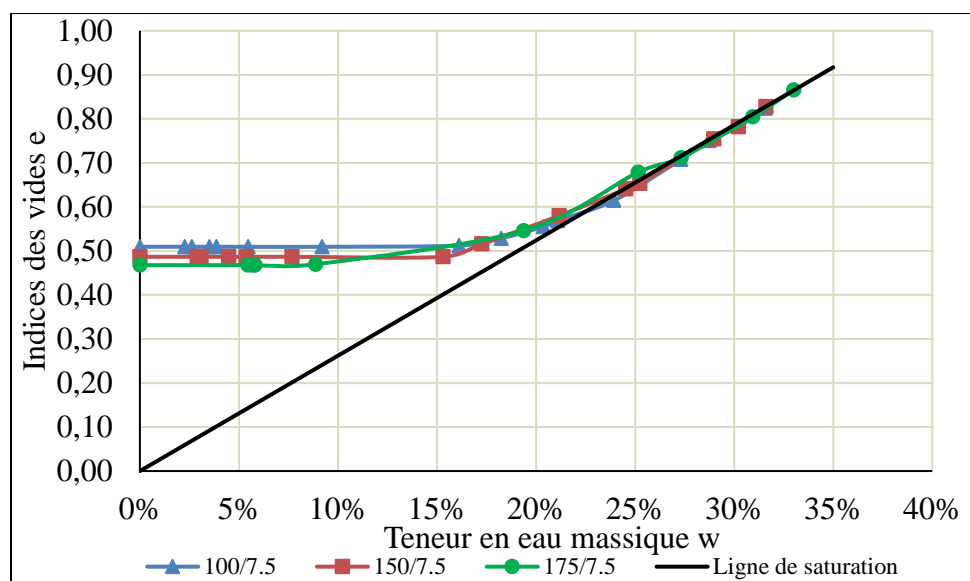


Figure A.7 : Courbes de retrait des mélanges de till et de boues Westwood avec $\beta = 40\%$ pour différentes teneurs en eau initiales des boues

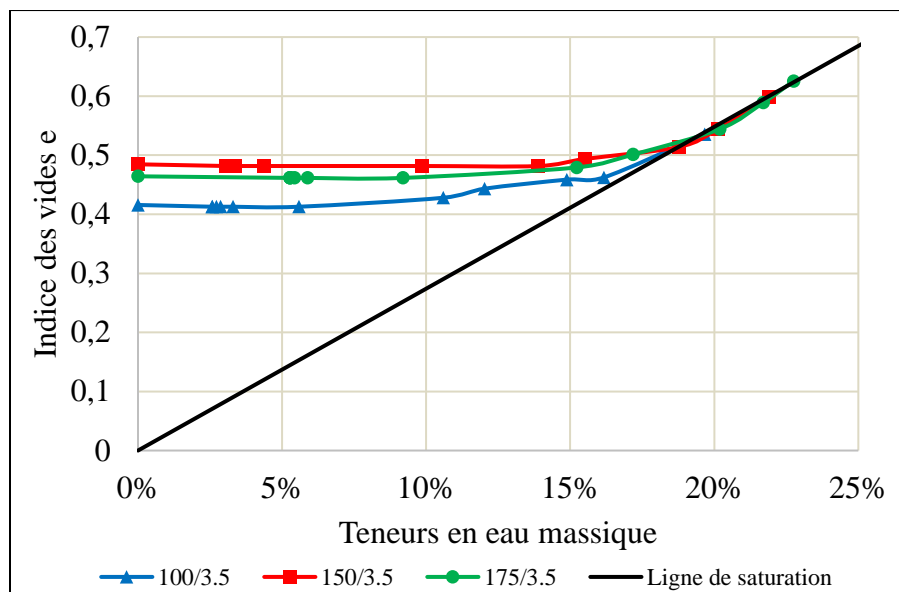


Figure A.8 : Courbes de retrait des mélanges de sable et de boues Westwood avec $\beta = 40\%$ pour différentes teneurs en eau initiales des boues

ANNEXE E – RÉSULTATS DES ESSAIS DE RÉTENTION D'EAU

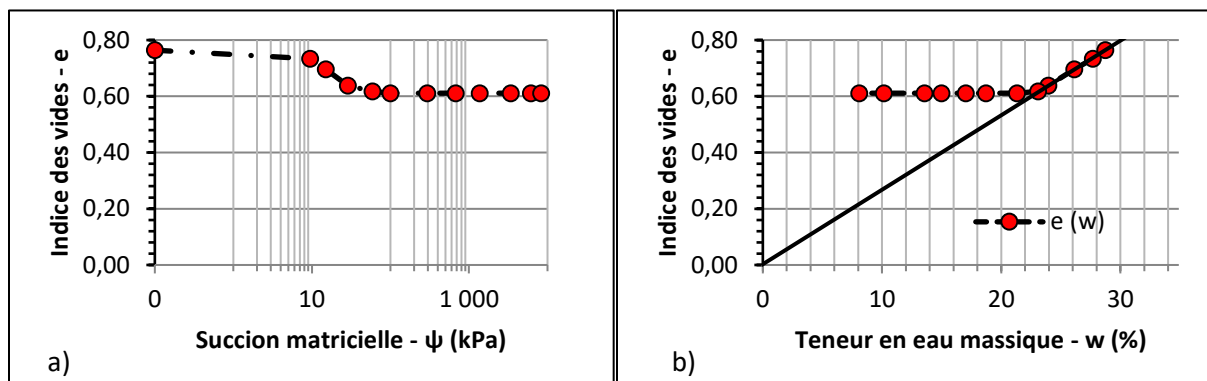


Figure A.9 : Courbes de retrait du mélange till-boues Waite Amulet : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique

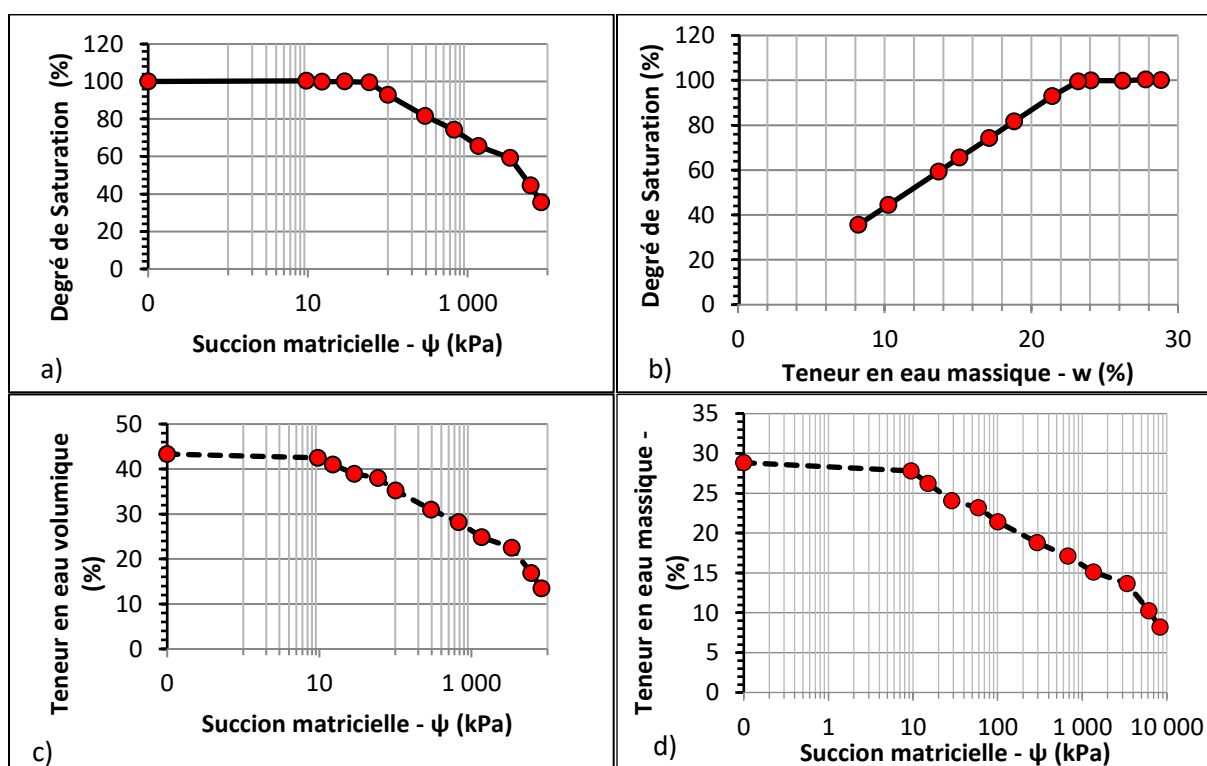


Figure A.10 : Courbes de rétention d'eau du mélange till-boues Waite Amulet : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$

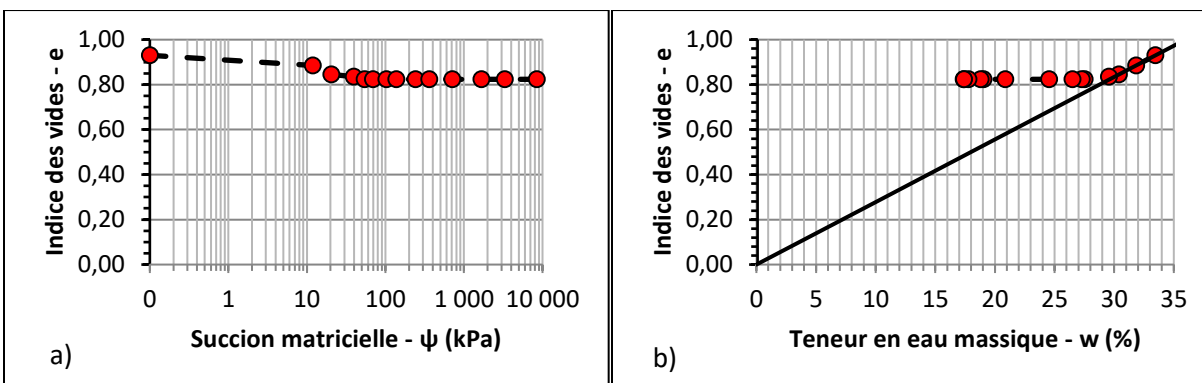


Figure A.11 : Courbes de retrait du mélange sable-boues Waite Amulet : a) indice des vides vs succion matricielle et b) indice des vides vs teneur en eau massique

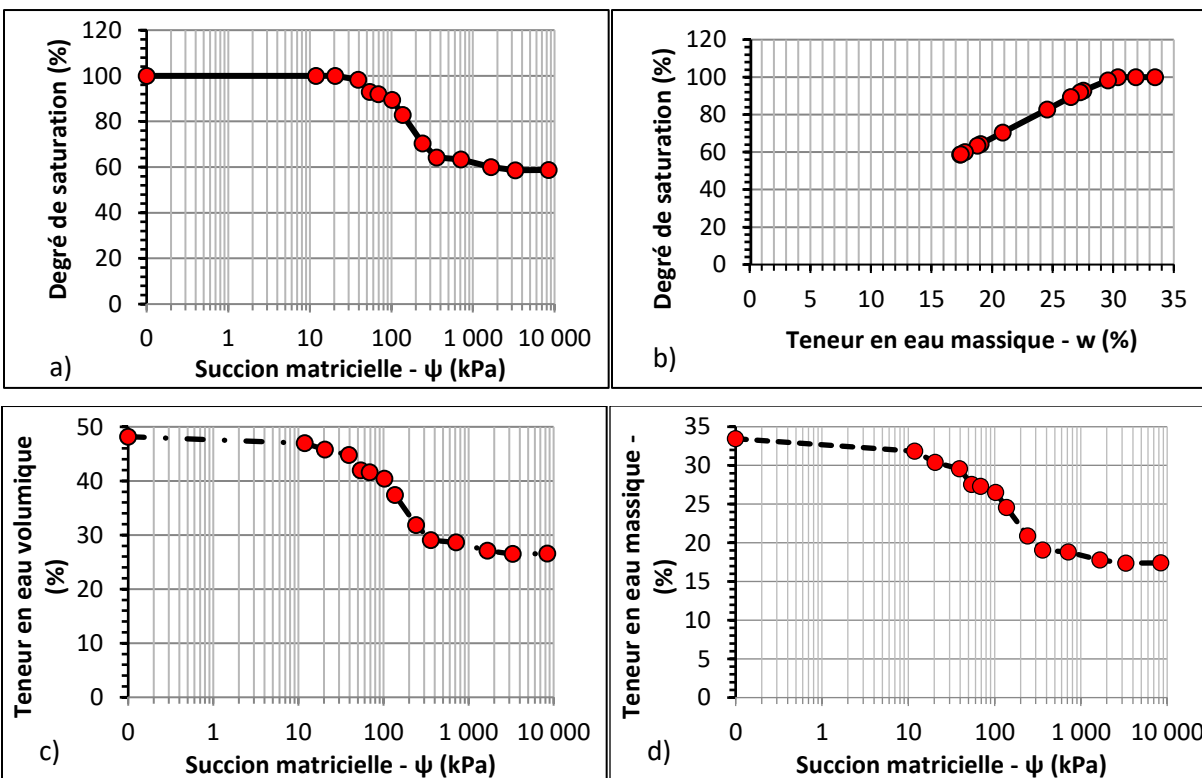


Figure A.12 : Courbes de rétention d'eau du mélange sable-boues Waite Amulet : a) relation $S_r - \psi$, b) relation $S_r - w$, c) relation $\theta - \psi$ et d) relation $w - \psi$

ANNEXE F – RÉSULTATS SUR LES MSB AMENDÉS AVEC LA CHAUX

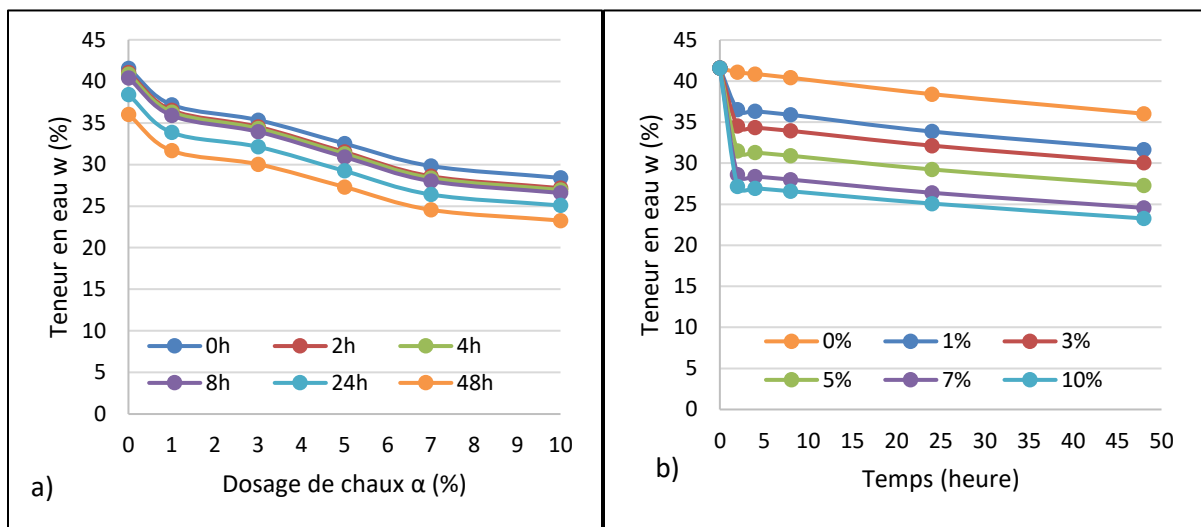


Figure A.13: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

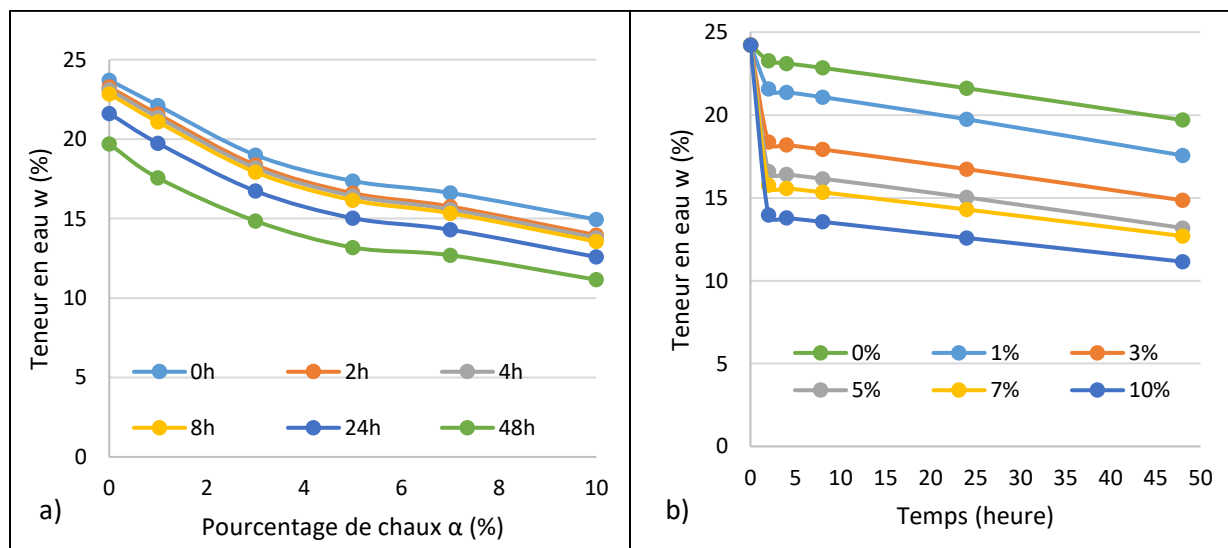


Figure A.14: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 30\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

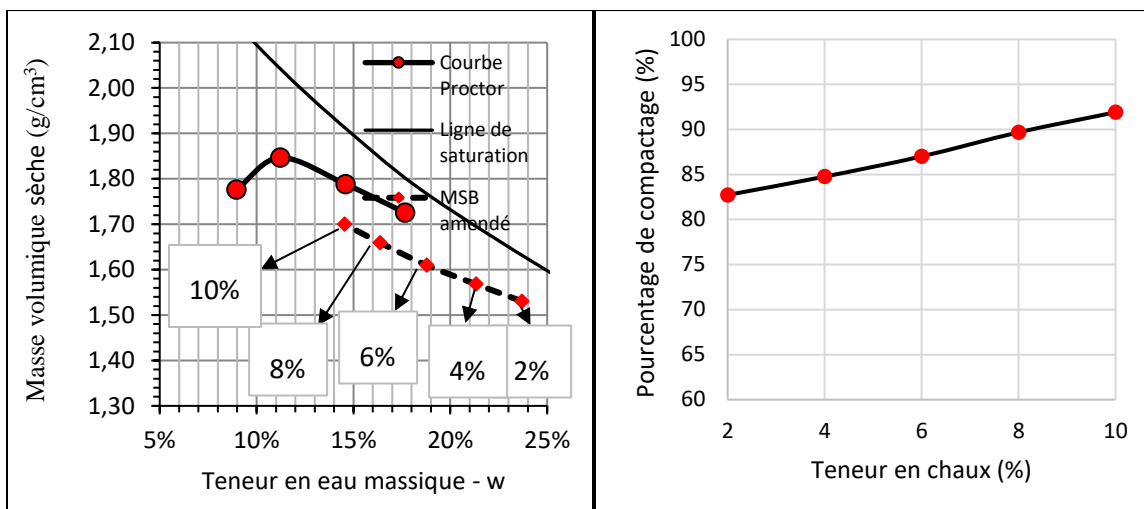


Figure A.15 : Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de till et de boues de Waite Amulet avec $\beta = 30\%$

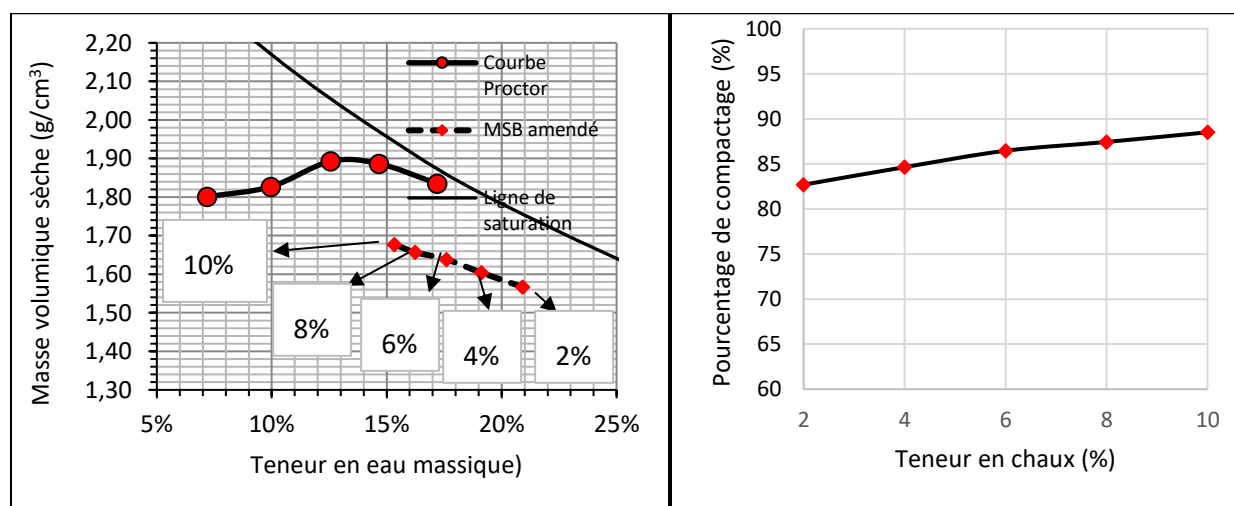


Figure A.16 : Relations expérimentales issues des essais de compactage après amendement à la chaux - Mélange de sable et de boues de Waite-Amulet avec $\beta = 30\%$

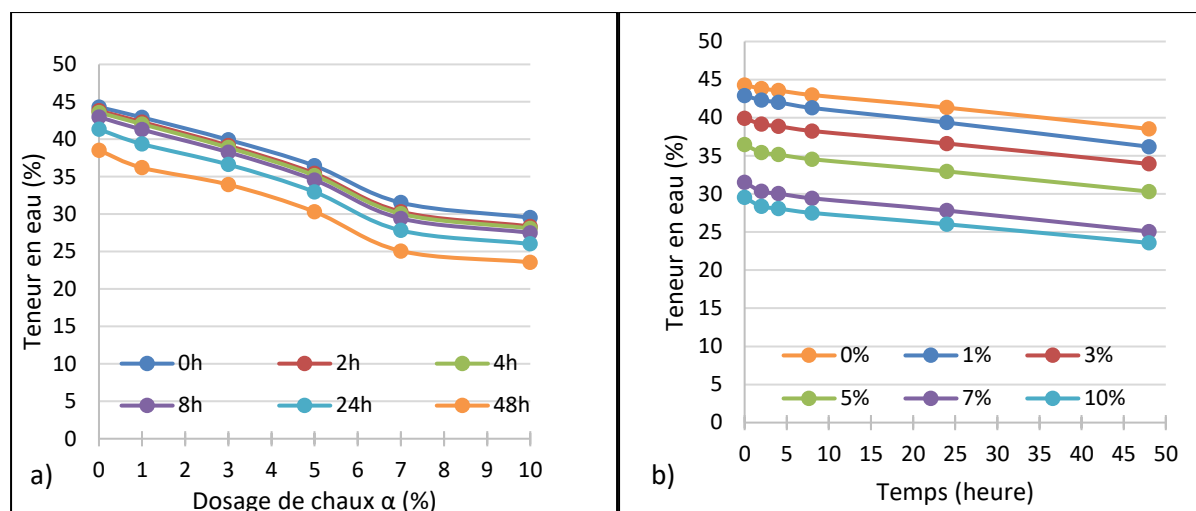


Figure A.17: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

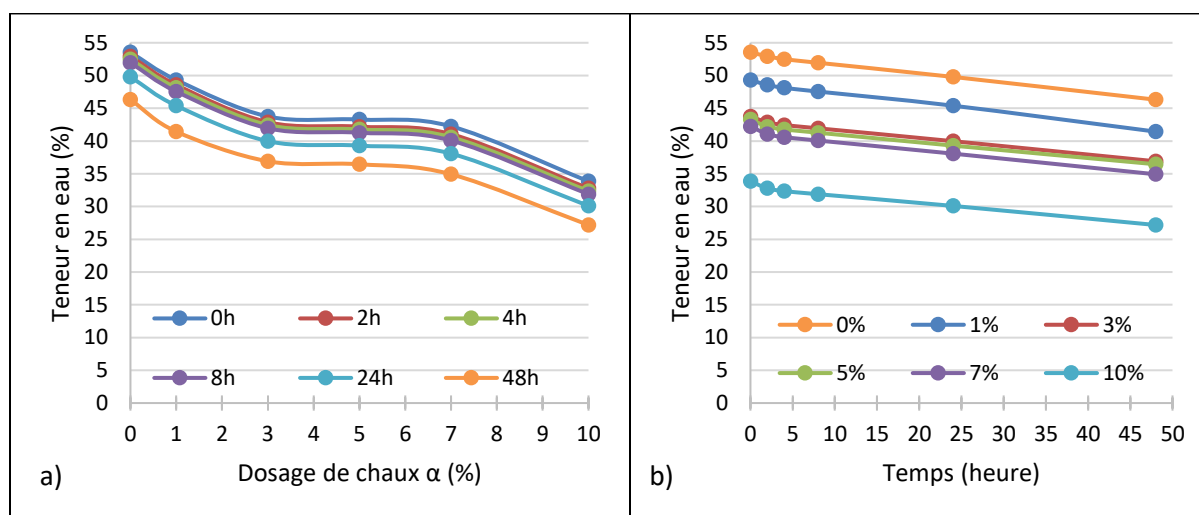


Figure A.18: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Waite Amulet avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

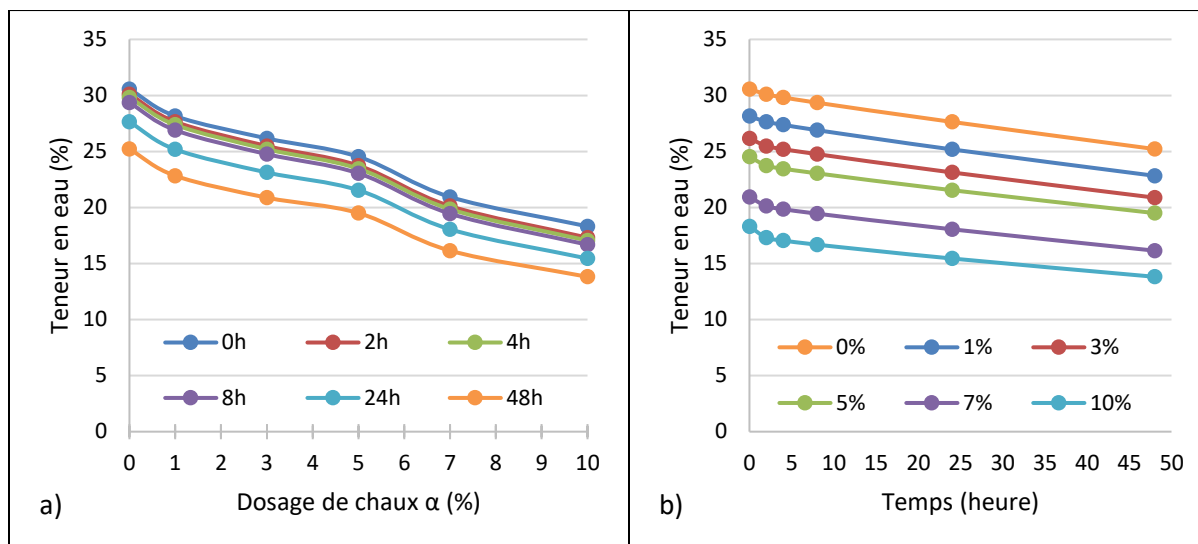


Figure A.19: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

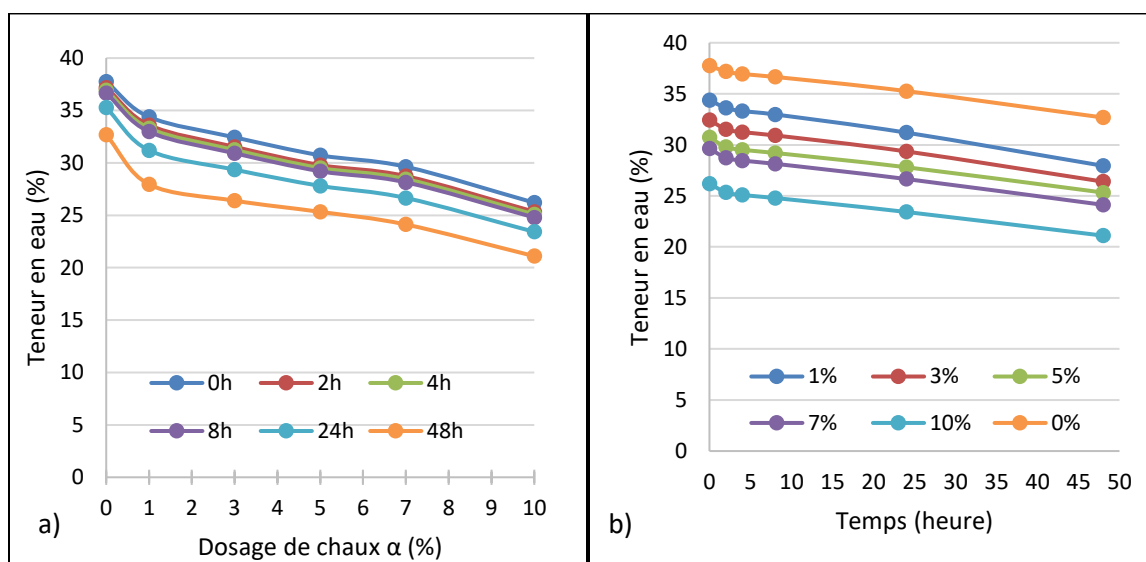


Figure A.20: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Waite Amulet avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

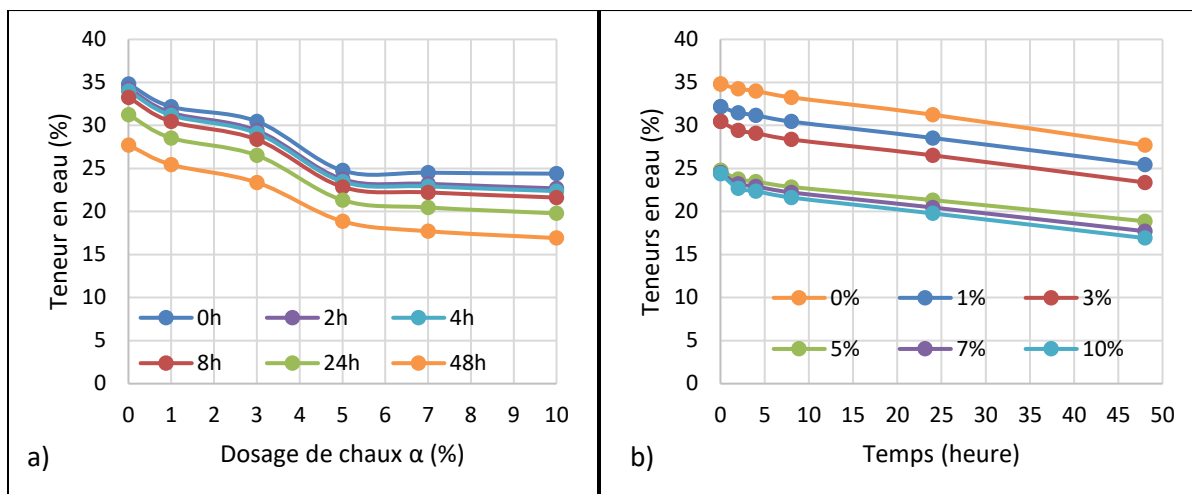


Figure A.21: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 40\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

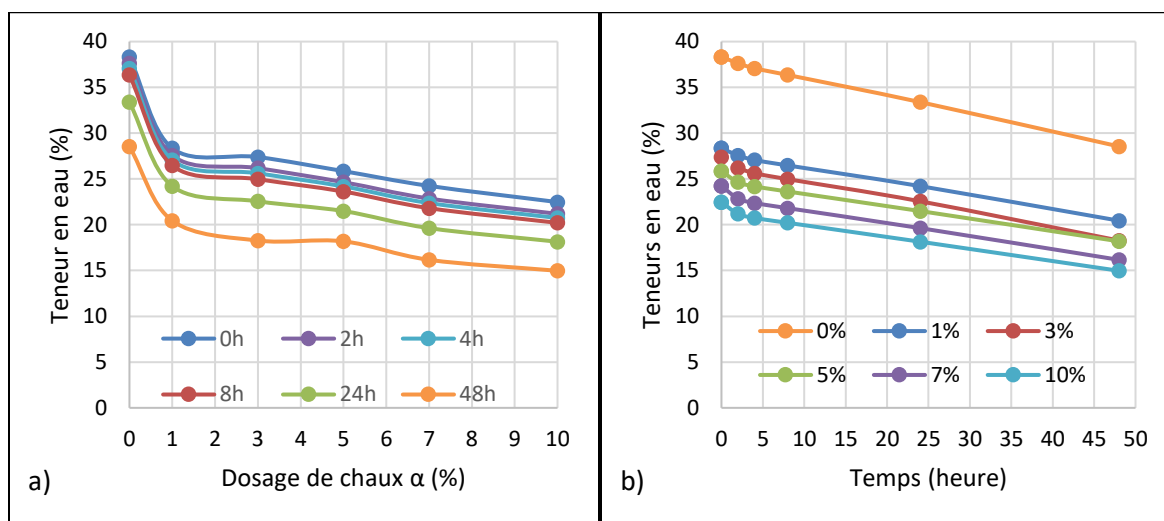


Figure A.22: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange till-boues Westwood avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux

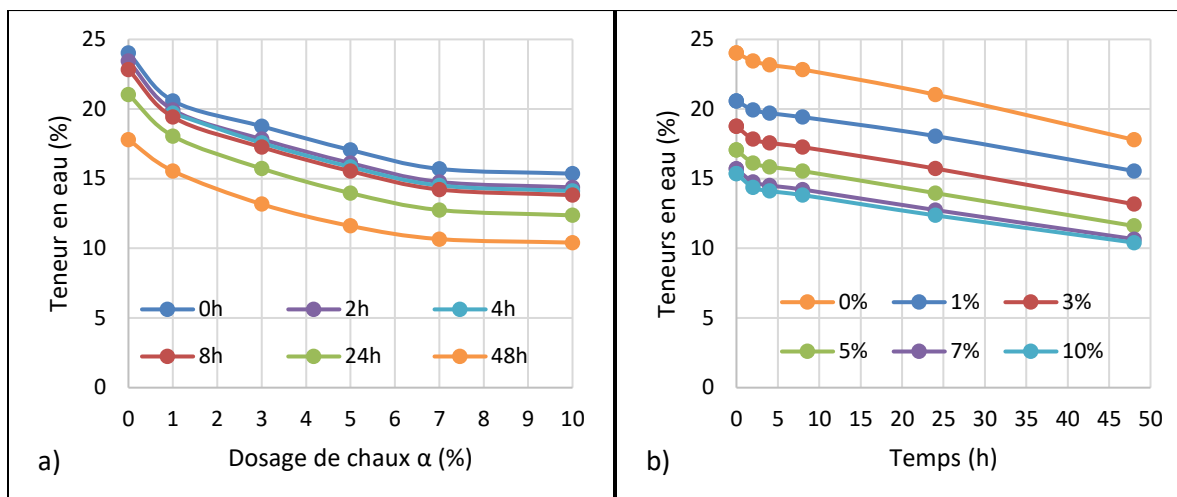


Figure A.23: Effet de la chaux et de l'évaporation naturelle sur le mélange sable-boues Westwood avec $\beta = 50\%$: a) $w(\alpha)$ pour différents temps de cure et b) $w(t)$ pour différents dosages de chaux